Journal of Water and Soil
https://jsw.um.ac.ir

Research Article
Vol. 38, No. 1, Mar.-Apr. 2024, p. 105-126

The Effect of Different Land Uses on the Characteristics of the Organic and Mineral Soil Layer in the West of Mazandaran

Y. Kooch[1*], A. Shahpiri[2], K. Haghverdi[3]

1 and 2- Associate Professor and Ph. D. Student, Department of Range Management, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University, Noor, Iran, respectively.
3- Assistant Professor, Department of Wood and Paper Science and Technology, Karaj Branch, Islamic Azad University, Karaj, Iran
(*- Corresponding Author Email: yahya.kooch@modares.ac.ir)

Dates	How to cite this article
Received: 12-11-2023 Revised: 09-12-2023 Accepted: 12-12-2023 Available Online: 12-12-2023	**How to cite this article:** Kooch, Y., Shahpiri, A., & Haghverdi, K. (2024). The effect of different land uses on the characteristics of the organic and mineral soil layer in the west of Mazandaran. *Journal of Water and Soil*, *38*(1), 105-126. (In Persian with English abstract). https://doi.org/10.22067/jsw.2023.85316.1358

Introduction

Forests, encompassing approximately 30% of the Earth's land area, hold significant ecological importance due to their rich biodiversity and the multitude of environmental services they provide. These ecosystems outperform other terrestrial habitats, making them invaluable to all life forms on our planet. The destruction of forest habitats and changes in land use patterns exert significant impacts on the variability of soil quality indicators. The consequence of forest degradation encompass various adverse consequences, including the destruction of wildlife habitats, climate change, global warming, diminishing plant and animal biodiversity, and reduced water conservation capacity. Extensive research has been conducted to investigate soil quality in diverse land uses within temperate regions. However, there is a noticeable scarcity of studies focusing on semi-arid regions. It is imperative to note that a comprehensive and practical assessment of soil condition necessitates the simultaneous measurement of physical, chemical, and biological indicators. Such an integrated approach ensures a thorough and effective evaluation of soil quality. The primary objective of this study was to assess the impact of various land uses, namely natural forest (*C. betulus* - *P. persica*), plantation (*Q. castaneifolia*), garden, rangeland, and agricultural lands (rice), on the physical, chemical, and biological properties of the organic and mineral soil layers. Specifically, the investigation focused on the evaluation of fauna and flora, microbial communities, and enzyme activities. The study was conducted in the semi-arid region of Kajur Nowshahrmourd.

Materials and Methods

To achieve this objective, contiguous sections of the study area were carefully chosen, ensuring minimal variations in height above sea level, percentage and direction of slope. Subsequently, three slice of one-hectare dimension plots (100 × 100) were selected within each study habitat, with a minimum distance of 600 meters between them. From each one-hectare plot, four leaf litter samples and four soil samples (30 cm × 30 cm, 10 cm depth) were collected and transported to the laboratory for analysis. In total, 12 litter samples and 12 soil samples were collected from each of the habitats. The soil samples were divided into two parts: one part was air-dried and then passed through a 2 mm sieve for subsequent physical and chemical testing, while the other part was stored at 4 degrees Celsius for biological assessments. One-way analysis of variance tests were employed to compare

https://doi.org/10.22067/jsw.2023.85316.1358

the characteristics of the organic layer and soil among the studied habitats. Furthermore, Duncan's test ($P>0.05$) was utilized to compare the average parameters that exhibited significant differences among the different habitats.

Results and Discussion

The findings derived from this investigation underscore the substantial variability in organic layer characteristics across different vegetation types. Natural forests emerged as the most prominent in terms of thickness, nitrogen content, and calcium concentration, whereas agricultural areas exhibited the lowest values. Grassland areas displayed the highest carbon content and carbon-to-nitrogen ratio, while agricultural and natural forest areas demonstrated comparatively lower values. Agricultural lands demonstrated elevated bulk density and sand content, whereas natural forests exhibited the lowest values. Notably, natural forests showcased the highest porosity, aggregate stability, silt percentage, and macro- and micro-aggregate quantities, while agricultural areas presented the lowest values. Chemical analysis of the soil indicated that natural forests recorded the highest values for most chemical characteristics, while agricultural lands displayed the lowest values. Biological attributes generally exhibited the highest levels in natural forests and the lowest levels in agricultural areas. Specifically, the abundance and biomass of epigeic and endogeic fauna did not exhibit significant differences among different land uses during the summer season. Managed forests demonstrated the highest values for moisture content, basal respiration, substrate-induced respiration, and microbial biomass carbon. Conversely, agriculture exhibited the lowest values in these regards. The microbial biomass carbon-to-nitrogen ratio was highest in agricultural areas, while natural forests displayed the lowest value. Natural forests displayed the highest values for most nitrogen transformation characteristics, whereas agricultural areas exhibited the lowest values. Nitrogen nitrification and mineralization showed a decreasing trend across different land uses during the summer and autumn seasons. The type of vegetation cover also significantly influenced the variability of soil ammonium and nitrate levels.

Conclusion

Based on the results obtained from this study, it can be inferred that the preservation and conservation of natural forest cover should be given utmost importance. Additionally, in degraded areas, the establishment of woody vegetation can serve as a viable approach for the restoration of ecosystems with similar ecological conditions. Furthermore, the presence of tree covers, specifically *C. betulus* and *P. persica*, is of greater significance compared to rangeland and agricultural land uses in enhancing soil fertility and creating favorable biological conditions. As a result, this research provides valuable insights into the impact of different land uses on the characteristics of the organic and mineral soil layers in mountainous habitats. The information obtained can be instrumental in guiding natural resource managers and offering practical assistance in decision-making processes.

Keywords: Land cover, Rangeland, Microbial activity, Soil carbon and nitrogen mineralization

نشریه آب و خاک

https://jsw.um.ac.ir

مقاله پژوهشی

جلد ۳۸، شماره ۱، فروردین-اردیبهشت ۱۴۰۳، ص. ۱۲۶-۱۰۵

اثر کاربری‌های مختلف اراضی بر ویژگی‌های لایه آلی و معدنی خاک در غرب مازندران

یحیی کوچ[۱*]- عاطفه شه‌پیری[۲]- کتایون حق‌وردی[۳]

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۰۸/۲۱

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۰۹/۲۱

چکیده

تخریب رویشگاه‌های جنگلی و تغییر کاربری اراضی می‌تواند اثرات برجسته‌ای در تغییرپذیری شاخص‌های کیفیت خاک داشته باشد. گزارش‌های اندکی از بررسی کیفیت خاک در کاربری‌های مختلف اراضی مشاهده می‌شود. بر همین اساس، پژوهش حاضر به مطالعه اثر کاربری‌های مختلف اراضی بر ویژگی‌های لایه آلی و معدنی خاک در کجور نوشهر انجام شد. ویژگی‌های مختلف خاک در رویشگاه جنگلی طبیعی ممرز–انجیلی، جنگل‌کاری بلندمازو، اراضی‌های باغی، مرتعی و کشاورزی (برنج) در منطقه نیرنگ نوشهر، استان مازندران مورد بررسی قرار گرفت. بدین منظور، در هر یک از رویشگاه‌های مورد مطالعه سه قطعه یک هکتاری (۱۰۰ متر × ۱۰۰ متر) با فواصل حداقل ۶۰۰ متر انتخاب شدند. در هر یک از قطعات یک هکتاری، تعداد ۴ نمونه از لایه آلی و معدنی خاک (سطح ۳۰ سانتی‌متر × ۳۰ سانتی‌متر تا عمق ۱۰ سانتی‌متری) برداشت شد و در مجموع از هر یک از رویشگاه‌های مورد مطالعه تعداد ۱۲ نمونه لاشبرگ و ۱۲ نمونه خاک جهت تجزیه و تحلیل به آزمایشگاه منتقل گردید. نتایج حاکی از اثرات معنی‌دار کاربری‌های مختلف اراضی بر ویژگی‌های لایه آلی و خاک بود. مطابق با یافته‌های پژوهش حاضر، مقادیر بالاتر محتوی نیتروژن، فسفر، کلسیم، منیزیم و پتاسیم لایه آلی منجر به بهبود مشخصه‌های حاصلخیزی خاک، فعالیت‌های میکروبی و آنزیمی، جمعیت کرم‌های خاکی، تعداد نماتدهای خاکزی و زی‌توده ریزریشه، تحت جنگل طبیعی شده است. در حالی‌که رویشگاه‌های مرتعی و کشاورزی با تولید مواد آلی با محتوی بالای کربن و نسبت کربن به نیتروژن منجر به کاهش تجزیه مواد آلی (ضخامت بیشتر لایه آلی) و در نتیجه کاهش مشخصه‌های مذکور لایه معدنی خاک شدند. با توجه به یافته‌های این پژوهش می‌توان نتیجه گرفت که حفاظت از پوشش جنگلی طبیعی باید مورد توجه قرار گیرد، ضمن اینکه در مناطق تخریب یافته می‌توان از پوشش گیاهی چوبی برای احیای مناطق با شرایط اکولوژیکی مشابه استفاده کرد.

واژه‌های کلیدی: پوشش اراضی، رویشگاه مرتعی، فعالیت میکروبی، معدنی‌شدن کربن و نیتروژن خاک

مقدمه

جنگل‌ها حدود ۳۰ درصد از کره زمین را پوشش می‌دهند و به علت تنوع زیستی و خدمات زیست‌محیطی نسبت به سایر بوم‌سازگان‌ها عملکرد مناسب‌تری دارند و برای همه موجودات زنده بر روی زمین بسیار ارزشمند هستند (Kooch *et al.*, 2023). در واقع، جنگل‌ها به عنوان ریه‌های زمین عمل می‌کنند و به‌طور مداوم جذب، ذخیره و تبدیل دی اکسید کربن (CO_2) به اکسیژن را سبب می‌شوند که به کاهش غلظت گازهای گلخانه‌ای در جو زمین کمک کرده و در نهایت تغییرات آب و هوایی را کنترل می‌کنند (Aguilar-Fernández *et al.*, 2020). در طی سالیان گذشته این رویشگاه‌ها بخاطر دخالت‌های انسانی، استفاده‌های بی‌رویه، حضور دام، تغییر کاربری اراضی با اهدافی نظیر استفاده از معادن، ایجاد اراضی کشاورزی و بهره‌برداری بیش از توان تولید رویشگاه مورد تخریب قرار گرفته است که با توجه به رشد جمعیت و توسعه صنایع این روند رو به رشد می‌باشد (Tengberg *et al.*, 2012; Meyfroidt *et al.*, 2013). میزان تخریب و تغییر کاربری جنگل‌ها به گزارش فائو ۱۳ میلیون هکتار در سال برآورد شده است.

۱ و ۲- به‌ترتیب دانشیار و دانشجوی دکتری علوم مرتع، گروه مرتعداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران

(*- نویسنده مسئول: Email: yahya.kooch@modares.ac.ir)

۳- استادیار، گروه علوم و صنایع چوب و کاغذ، واحد کرج، دانشگاه آزاد اسلامی، کرج، ایران

https://doi.org/10.22067/jsw.2023.85316.1358

بدنبال تخریب جنگل، کاربری‌های متفاوتی ایجاد شد که متداول‌ترین نوع کاربری‌ها امروزه به شکل‌های مرتع، کشاورزی و باغ مشاهده می‌گردد (Parsapour *et al*., 2018; Azizi Mehr *et al*., 2020).

از پیامدهای منفی تغییر کاربری و تخریب جنگل‌ها می‌توان به تخریب زیستگاه‌های حیات وحش، تغییر اقلیم و گرمایش جهانی، کاهش تنوع زیستی گیاهی و جانوری، کاهش ظرفیت حفظ آب، افزایش آلودگی‌های منابع آب زیرزمینی، اختلال در ترکیب جوامع جانوری و گیاهی، امکان هجوم آفات و بیماری‌ها و افزایش اراضی بیابانی اشاره کرد (Yue *et al*., 2013). تغییراتی که پس از جنگل‌تراشی و اجرای عملیات زراعی در منطقه اتفاق می‌افتد می‌تواند منجر به کاهش مواد آلی خاک، فرسایش خاک، ایجاد رواناب، کاهش فعالیت میکروبی، فرسایش خاک و کاهش میزان تخلخل و نفوذپذیری خاک گردد (Singha *et al*., 2020). از این رو انجام جنگل‌کاری با گونه‌های مختلف درختی می‌تواند به‌عنوان یک اقدام مناسب برای بازسازی این مناطق تخریب شده مورد توجه قرار گیرد. تخریب رویشگاه‌های جنگلی، تغییر کاربری و بازسازی این مناطق تخریب شده به‌وسیله جنگل‌کاری با تغییر در نوع پوشش گیاهی و مواد آلی ورودی با کیفیت متفاوت، اثرات متفاوتی بر کیفیت خاک دارند (Kooch *et al*., 2020). از این رو، بررسی کیفیت و میزان مواد آلی ورودی، به‌منظور ارزیابی وضعیت خاک در رویشگاه‌های با پوشش‌های مختلف اهمیت بسیاری دارد.

کیفیت خاک برآیندی از مشخصه‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک است (Kooch *et al*., 2023). بنابراین برای ارزیابی کامل، کاربردی و مؤثر کیفیت خاک باید مشخصه‌های مختلف خاک به‌طور همزمان مورد بررسی قرار گیرند. خواص فیزیکی و شیمیایی خاک جز مؤلفه‌های خیلی مهم اکوسیستم‌ها است (Osman, 2013). بطوری‌که تخریب جنگل و تبدیل آن به اراضی کشاورزی می‌تواند اثر منفی بر روی این مشخصه‌ها داشته باشد (Kooch & Noghre, 2020). افزایش جرم مخصوص ظاهری، کاهش تخلخل، نفوذپذیری و فرسایش بیشتر خاک به دنبال تخریب عرصه‌های جنگلی رخ می‌دهد (Osman, 2013). فرسایش خاک به ویژگی‌های زیادی مانند اندازه ذرات خاک، نفوذپذیری و رطوبت خاک وابسته است و تغییر کاربری به مقدار زیادی این ویژگی‌ها را تحت تأثیر قرار می‌دهد. همچنین تغییر کاربری جنگل به‌دلیل کاهش پوشش گیاهی سبب می‌شود که پایداری خاکدانه‌ها کاهش یافته و ساختمان خاک تخریب شود (Zeraatpisheh *et al*., 2020). تغییر کاربری اراضی می‌تواند از طریق تخریب پوشش گیاهی و کاهش لایه آلی، بر روی ماده آلی اثر گذار باشد. بنابراین محتوی ماده آلی و پویایی آن در خاک یک مشخص ضروری برای ارزیابی تغییرات در مورد انواع پوشش‌های گیاهی است (Zhao *et al*., 2021). عناصرغذایی خاک دارای نقش‌های ویژه و ضروری در سوخت و ساز گیاه می‌باشند. تغییر خصوصیات شیمیایی خاک از طریق مواد آلی ورودی به لایه آلی خاک با ترکیبات شیمیایی مختلف بر مشخصه‌های شیمیایی خاک اثرگذارند (Hessen *et al*., 2013). مرور منابع حاکی از آنست که تغییر کاربری و تخریب پوشش‌های گیاهی باعث کاهش ورود بقایای گیاهی تازه به خاک شده و منجر به بروز تغییرات قابل توجه در ویژگی‌های شیمیایی شده است (Meyfroidt *et al*., 2013; Schelfhout *et al*., 2017). تغییر پوشش‌های گیاهی سبب کاهش هدایت الکتریکی و هدر رفت کربن آلی خاک می‌شود (Fenetahun *et al*., 2021).

فون و فلور خاک یکی از مهم‌ترین اجزا اکوسیستم خاک محسوب می‌شود و بسیار حساستر به اکوسیستم و دخالت‌های انسانی و تغییر پوشش‌های گیاهی هستند و خیلی سریع‌تر واکنش نشان می‌دهند (Kooch *et al*., 2022). مشخصه‌های زیستی در رویشگاه‌های مختلف تحت تأثیر پارامترهای زیادی از جمله نوع پوشش گیاهی، مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی خاک، ضخامت لایه آلی و نوع مدیریت قرار دارد (Sohrabi *et al*., 2022) تأثیر بسزایی بر چرخه عناصر غذایی و حاصلخیزی خاک دارد (Yue *et al*., 2013). از این‌رو، ارزیابی ریزجانداران خاک می‌تواند به‌عنوان ابزاری برای بررسی کیفیت زیستی خاک و تغییر کاربری بکار رود (Parsapour *et al*., 2018; Fenetahun *et al*., 2021). پژوهش‌ها حاکی از آنست که، فعالیت‌های میکروبی و آنزیمی، به‌عنوان شاخص‌های بسیار حساس به تغییرات میزان ماده آلی خاک، تغییر و تخریب کاربری اراضی تأکید شده است (Kooch *et al*., 2017; Berkelmann *et al*., 2020).

اگرچه پژوهش‌هایی در ارتباط با تغییر کاربری صورت گرفته است اما اکثر این تحقیقات بیشتر بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک تأکید داشته‌اند (Kooch *et al*., 2017; Fenetahun *et al*., 2021; Kooch & Ghaderi, 2023). در حالی که ویژگی‌های زیستی خاک (که شاخص‌های حساس‌تری نسبت به تغییر و تخریب رویشگاه‌ها هستند) کمتر مورد توجه قرار گرفته‌اند. از این رو، در تحقیق حاضر تلاش شد علاوه بر پارامترهای فیزیکی و شیمیایی، پارامترهای زیستی نیز مورد بررسی قرار گیرد. بر همین اساس در پژوهش حاضر اثر کاربری‌های مختلف اراضی از جمله رویشگاه جنگلی طبیعی ممرز–انجیلی، جنگل‌کاری بلندمازو، اراضی‌های باغی، مرتعی و کشاورزی (برنج)، بر ویژگی‌های لایه آلی و معدنی خاک شامل خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و زیستی (فون و فلور، میکروبی و آنزیمی) مورد بررسی قرار گیرد.

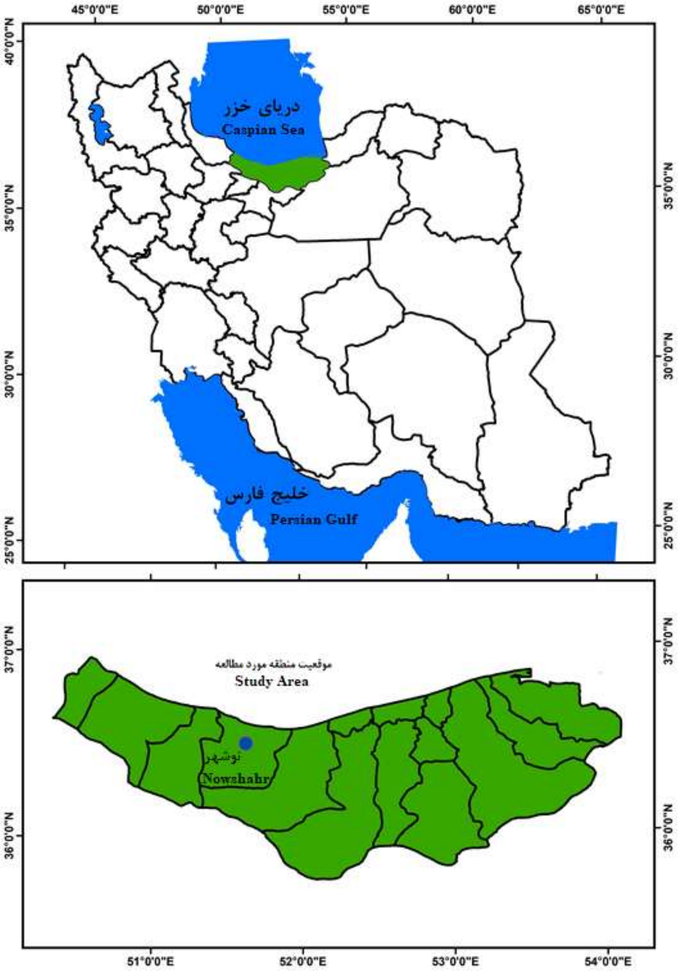
مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

پژوهش حاضر در حوزه اداره کل منابع طبیعی و آبخیزداری استان مازندران- نوشهر، منابع طبیعی واحد خیرودکنار در حوزه آبخیز ۴۵ گلندرود، طرح جنگلداری نیرنگ، سری ۷ با عرض جغرافیایی

"۴۰، '۳۰، °۳۶ و "۳۰، '۳۷، °۳۶ و طول جغرافیایی "۲۵، '۲۸، °۵۱ و "۳۰، '۲۶، °۵۱ به مساحت ۲۵۴۴ هکتار با حداقل ارتفاع از سطح دریا ۵۰ متر و حداکثر ارتفاع از سطح دریا ۱۴۲۰ متر، در محدوده ۵ کیلومتری شهرستان نوشهر واقع شده است. براساس گزارش نزدیکترین ایستگاه هواشناسی، ایستگاه کلیماتولوژی نوشهر، میزان بارندگی سالیانه در این محدوده ۱۳۰۰ میلی‌متر بوده که حداقل آن در تیر و حداکثر آن در مهرماه است. گرمترین ماه سال، تیر و مرداد با میانگین دمای ۲۹/۲ درجه سانتی‌گراد و سردترین ماه سال، بهمن با میانگین دمای ۲/۶ درجه سانتی‌گراد است. همچنین میانگین دمای سالانه برابر با ۱۵/۹ درجه سانتی‌گراد ثبت شده است. بطور کلی خاک‌های منطقه مورد بررسی دارای منشأ مادری آهکی و مارنی و در بعضی نقاط شیل‌های ذغالی می‌باشد. سری مربوطه دارای خاکی تکامل یافته و نسبتاً عمیق تا عمیق و در نقاط مرتفع بعضاً کم عمق، بافت خاک عموماً نیمه‌سنگین تا سنگین با درصد رس بیش از ۳۰ تا ۳۵ درصد می‌باشد. پوشش‌های اراضی مورد مطالعه در این تحقیق عبارتند از:

۱- جنگلی طبیعی ممرز- انجیلی
۲- جنگل‌کاری بلندمازو
۳- اراضی باغی
۴- اراضی مرتعی
۵- اراضی کشاورزی (برنج)



شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه در استان مازندران، شمال ایران

Figure 1- Location of the study area in Mazandaran Province, north of Iran

نمونه‌برداری و تجزیه آزمایشگاهی

به‌منظور بررسی اثرات پوشش‌های اراضی بر مشخصه‌های مختلف لایه‌های آلی و معدنی خاک، پس از بررسی‌های اولیه و بازدیدهای میدانی، بخش‌هایی از اراضی فوق‌الذکر انتخاب شد که به‌صورت پیوسته با هم بوده و حداقل اختلاف ارتفاع از سطح دریا، حداقل تغییر درصد و جهت شیب در آن‌ها مشاهده شد. بدین‌منظور در هر یک از رویشگاه های مورد مطالعه سه قطعه یک هکتاری با فواصل حداقل ۶۰۰ متر انتخاب شدند. در هر یک از قطعات یک هکتاری (۱۰۰×۱۰۰)، تعداد ۴ نمونه از لایه آلی (لاشبرگ یا لاشه‌ریزه سطح زمین در محل نمونه‌برداری خاک می‌باشد) و معدنی خاک (سطح ۳۰ سانتی‌متر × ۳۰ سانتی‌متر تا عمق ۱۰ سانتی‌متری) برداشت و در مجموع از هر یک از رویشگاه‌های مورد مطالعه تعداد ۱۲ نمونه لایه آلی و ۱۲ نمونه خاک جهت تجزیه و تحلیل به آزمایشگاه منتقل شد. یک بخش از نمونه‌های خاک جهت انجام آزمایش‌های فیزیکی و شیمیایی، پس از هوا خشک شدن از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شده و بخش دوم نمونه‌ها برای انجام آزمایش‌های زیستی تا زمان آزمایش در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد نگهداری شد (Kooch & Noghre, 2020).

ضخامت لایه بستر در عرصه، مقدار کربن لایه آلی (لاشبرگ یا لاشه‌ریزه) به روش احتراق (Nilsson *et al.*, 1999) و مقدار نیتروژن، فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم لاشبرگ به روش معدنی‌سازی نمونه‌ها (Bremner & Mulvaney, 1982) در محیط آزمایشگاه اندازه‌گیری شد. برای اندازه‌گیری رطوبت خاک قبل از هوا خشک شدن به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد خشک شدند (Tavakoli *et al.*, 2018a). دمای خاک نیز با استفاده از دماسنج دیجیتال برای عمق مورد مطالعه در زمان نمونه‌برداری اندازه‌گیری گردید (Zancan *et al.*, 2006). جرم مخصوص ظاهری به روش کلوخه و جرم مخصوص حقیقی به روش پیکنومتری (Blake & Hartge, 1986) اندازه‌گیری و سپس تخلخل خاک محاسبه شد (Pires *et al.*, 2014). پایداری خاکدانه‌ها به روش یودر (Kemper & Rosenau, 1986) و بافت خاک به روش هیدرومتری اندازه‌گیری شد (Six *et al.*, 2002).

واکنش به روش پتانسیومتری از طریق دستگاه pH متر الکتریکی، هدایت الکتریکی به وسیله EC سنج، کربن آلی خاک به روش والکلی–بلاک (Allison, 1975) و نیتروژن کل به روش کجلدال (Bremner & Mulvaney, 1982) اندازه‌گیری شدند. میزان ذخیره کربن از رابطه $Cstock = 10000 \times OC \times Bd \times D$ و ذخیره نیتروژن از رابطه $Nstock = 10000 \times N \times Bd \times D$ (Wang & Dalal, 2006) محاسبه شد. در این معادلات، Cstock و Nstock به‌ترتیب ذخیره کربن و نیتروژن (مگاگرم بر هکتار)، OC، کربن آلی (درصد)، N، نیتروژن کل (درصد)، Bd، جرم مخصوص ظاهری (گرم بر سانتی‌متر مکعب)، D، عمق نمونه‌برداری خاک (سطح ۳۰ سانتی‌متر × ۳۰ سانتی متر تا عمق ۱۰ سانتی‌متری) می‌باشند. فسفر به روش اولسن (Chapman & Pratt, 1962)، پتاسیم، کلسیم و منیزیم قابل جذب خاک با استفاده از روش جذب اتمی اندازه‌گیری شد (Bower *et al.*, 1952). کربن و نیتروژن آلی ذره‌ای با روش کاهش وزن (Nelson & Sommers, 1983) به‌وسیله سوزاندن تعیین شد. پس از تعیین مقدار خاکدانه‌های میکرو (ذرات کوچکتر از ۰/۲۵ میلی‌متر) و ماکرو (ذرات بزرگتر از ۰/۲۵ میلی‌متر) به روش الک تر (Elliott & Cambardella, 1991)، روش والکی–بلاک برای اندازه‌گیری مقادیر کربن و نیتروژن موجود در خاکدانه‌های میکرو و ماکرو مورد استفاده قرار گرفت (Page *et al.*, 1750).کربن و نیتروژن آلی محلول به وسیله دستگاه تجزیه کربن آلی (Shimadzu TOC-550A) اندازه‌گیری شد (Jones & Willett, 2006). شاخص مدیریت کربن به روش بلیر و همکاران (Blair *et al.*, 1995) بدست آمد. مقدار زی‌توده درشت‌ریشه‌ها (قطر بالای ۲ میلی‌متر) و ر یزریشه‌ها (قطر کمتر از ۲ میلی‌متر) در متر مربع برای هر رویشگاه به‌دست آمد (Neatrour *et al.*, 2005). از روش انکوباسیون آزمایشگاهی برای سنجش فعالیت آنزیم‌های اوره‌آز، فسفاتاز، آریل سولفاتاز و اینورتاز استفاده شد (Alef & Nannipieri, 1995).

مشخصه‌های اقلیمی (رطوبت، حرارت) و زیستی خاک در دو فصل تابستان (مرداد) و پاییز (آبان) مورد بررسی قرار گرفت. برای شناسایی کرم‌های خاکی از روی شکل ظاهری، هر یک از آنها ابتدا به‌صورت دستی از خاک جدا و پس از شستشو در آب در ظروف حاوی الکل نگهداری شد. با توجه به مشخصه‌های ریخت‌شناسی (اندازه، طول و رنگ بدن) و همچنین مشخصه‌هایی نظیر محل قرارگیری و شکل گلیتلوم، محل قرارگیری اندام‌های جنسی روی سگمنت‌ها و گلیتلوم، شکل و نوع اندام‌های جنسی و دیگر مشخصات ظاهری، کرم‌های خاکی مورد شناسایی قرار گرفت (Bayranvand *et al.*, 2017). نمونه‌های جمع‌آوری شده کرم‌های خاکی تمیز و شمارش شد، در پاکت‌های مقوایی قرار داده شده و به‌مدت ۴۸ ساعت در دمای ۶۰ درجه سلسیوس خشک شد و سپس وزن آن‌ها به‌وسیله ترازو تا دقت میلی‌گرم اندازه‌گیری شد (Kooch *et al.*, 2017). شمارش کنه‌ها و پادمان‌ها به روش قیف برلیز، نماتدهای خاکزی با استفاده از تکنیک قیف بیرمن و سانتریفیوژ (Neher *et al.*, 2005)، پروتوزوئرهای خاک بوسیله میکروسکوپ با بزرگنمایی ۵۰ (Adl *et al.*, 2006)، جمعیت باکتری‌ها و قارچ‌های خاکزی به روش کشت (Wollum, 1982) در محیط آزمایشگاه ثبت شد. تنفس پایه خاک با استفاده از روش بطری دربسته (Alef & Nannipieri, 1995) و تنفس برانگیخته خاک، همانند روش تنفس پایه با اضافه کردن میزان ۱ میلی‌لیتر گلوکز ۱ درصد برای هر نمونه خاک ۱۰ گرمی اندازه‌گیری شد (Anderson & Domsch, 1990). کربن و نیتروژن زی‌توده میکروبی خاک نیز به روش تدخین

استخراج اندازه‌گیری شد (Brookes *et al.*, 1985). اندازه‌گیری آمونیوم به روش Idophenol blue method و قرائت عصاره در طول موج ۶۴۵ نانومتر توسط دستگاه طیف‌سنج انجام شد (که اساس آن بر واکنش بین فنل و آمونیوم است) و اندازه‌گیری نیترات با دستگاه فتومتر (در طول موج ۴۲۰ نانومتر) به روش نیترات صورت پذیرفت (Robertson *et al.*, 1999). برای سنجش فرآیندهای آمونیفیکاسیون، نیتریفیکاسیون و معدنی‌شدن نیتروژن از روش کیسه مدفون استفاده شد (Singh *et al.*, 2009; Wang *et al.*, 2010).

تجزیه آماری داده‌ها

به‌منظور تجزیه و تحلیل و همچنین مقایسه داده‌ها، ابتدا نرمال بودن آنها با آزمون کولموگروف‌اسمیرنوف و همگنی واریانس با آزمون لون تست گردید. به‌منظور بررسی تفاوت یا عدم تفاوت مقادیر مشخصه‌های مورد مطالعه در ارتباط با پوشش‌های اراضی، برای مشخصه‌های لاشبرگ، فیزیکی، شیمیایی و زیستی (در هر یک از فصول تابستان و پاییز) از تجزیه واریانس یک‌طرفه استفاده شد. آزمون دانکن نیز به‌منظور مقایسه چندگانه میانگین به کار گرفته شد. کلیه تجزیه و تحلیل‌های آماری در بسته نرم‌افزاری SPSS نسخه ۲۰ انجام پذیرفت. همچنین به‌منظور انجام آنالیز چند متغیره و تعیین ارتباط فعالیت‌های زیستی با مقادیر لایه آلی و مشخصه‌های فیزیکوشیمیایی خاک در انواع پوشش‌های اراضی، تحلیل مؤلفه‌های اصلی (PCA) با ایجاد ماتریس حاصله در برنامه PC-ORD تحت Windows مورد بررسی قرار گرفت.

نتایج و بحث

مشخصه‌های لایه آلی

نتایج حاکی از وجود تفاوت آماری معنی‌دار ویژگی‌های لایه آلی در رویشگاه‌های مختلف است. در همین راستا، بیشترین مقادیر ضخامت، نیتروژن و کلسیم لاشبرگ در پوشش جنگل طبیعی و کمترین مقدار این مشخصه‌ها به کشاورزی تعلق داشت. همچنین پوشش مرتعی دارای بیشترین مقادیر کربن، نسبت کربن به نیتروژن لاشبرگ و کمترین مقادیر این مشخصه‌ها به‌ترتیب در کشاورزی و جنگل طبیعی می‌باشد. اما مشخصه‌های پتاسیم و منیزیم لاشبرگ دارای اختلاف معنی‌داری در بین پوشش‌های گیاهی اراضی نمی باشند (جدول ۱).

براساس پژوهش‌های پیشین، نوع پوشش گیاهی مقدار و کیفیت مواد آلی ورودی، چرخه مواد غذایی خاک و خدمات اکوسیستم را به مقدار قابل توجهی تحت تأثیر قرار می‌دهند (Aguilar-Fernández *et al.*, 2020; Kooch & Ghaderi, 2023). با توجه به بررسی‌های انجام شده، کمیت و کیفیت مواد آلی ورودی در رویشگاه‌ها تحت تأثیر پوشش‌های گیاهی مختلف نیز تغییر می‌کند (Parsapour *et al.*, 2018; Berkelmann *et al.*, 2020). بنابراین تغییرات در ویژگی‌های مواد آلی ورودی تحت رویشگاه‌های مختلف در تحقیق حاضر می‌تواند به دلیل تفاوت در نوع گونه و پوشش گیاهی باشد. همسو با نتایج این تحقیق، گالیندو و همکاران (Galindo *et al*., 2022) بیان کردند که رویشگاه‌های مختلف به‌دلیل داشتن پوشش گیاهی متنوع با تولید مواد آلی با ویژگی‌های متفاوت، ویژگی‌های خاک را به‌طور معنی‌داری تغییر می‌دهند. برطبق نتایج به‌دست آمده با تغییر کاربری رویشگاه‌های مورد مطالعه از جنگل به سایر کاربری‌ها، ماده آلی خاک به طرز قابل توجهی کاهش یافته است. تولید و تجزیه لاشبرگ دو فرآیند مهم هستند که منبع اصلی ورود ماده آلی به خاک بوده و چرخه عناصر غذایی در بوم‌سازگان‌های جنگلی را تنظیم می‌کنند. نرخ هر دو فرآیند تولید و تجزیه لاشبرگ، تعیین کننده ضخامت لایه لاشبرگی در خاک بوم‌سازگان‌های جنگلی می‌باشد (León & Osorio, 2014). نتایج نشان‌دهنده روند معکوس مقادیر کربن و نسبت کربن به نیتروژن لاشبرگ در جنگل طبیعی می‌باشند. در تفسیر کمتر بودن میزان کربن لاشبرگ در جنگل طبیعی نسبت به سایر کاربری‌ها، می‌توان به نقش نرخ تجزیه بیشتر لاشبرگ این رویشگاه اشاره نمود (Schulp *et al.*, 2008). تغییر کاربری، منجر به کاهش مواد آلی ورودی به خاک می‌شود و همچنین سبب تسریع در تجزیه لاشبرگ و به هدر رفتن مواد غذایی آن منجر می‌گردد (Fenetahun *et al*., 2021) که هم راستا با نتایج به‌دست آمده پژوهش حاضر می‌باشد. بررسی‌های متعددی به افزایش میزان نیتروژن طی تجزیه لاشبرگ در جنگل‌ها و اراضی جنگل‌کاری شده اشاره داشته‌اند (Ribeiro *et al*., 2002; Guendehou *et al.*, 2014). نسبت کربن به نیتروژن لاشبرگ جنگل طبیعی، کمترین مقدار را نسبت به سایر کاربری‌ها دارا بوده است. مقادیر کم این نسبت مربوط به تجزیه سریع مواد آلی است (Hatton *et al.*, 2015). نسبت پایین کربن به نیتروژن لاشبرگ در مواد آلی ورودی به سهم بالای نیتروژن در بقایا مرتبط است (Miletić *et al*., 2012). از دیگر یافته‌های تحقیق حاکی از این بود که مقادیر غلظت‌های فسفر و کلسیم در جنگل طبیعی بیشترین بوده است بنابراین، انتظار تجزیه سریع‌تر و اثرات غیر افزایشی مثبت در تجزیه لاشبرگ‌های این گونه می‌رود (Pérez-Corona *et al.*, 2006).

جدول ۱- تجزیه واریانس (میانگین ± اشتباه معیار) ویژگی‌های لایه آلی در رویشگاه‌های مورد مطالعه
Table 1- ANOVA (Mean ± standard error) for organic layer characteristics in the studied habitats

ویژگی‌های لایه آلی Organic layer properties	رویشگاه Habitats					تجزیه واریانس ANOVA	
	جنگل طبیعی Natural forest	جنگل‌کاری Plantation	باغ Garden	مرتع Rangeland	کشاورزی Agriculture	مقدار F F value	معنی‌داری Sig.
ضخامت Thickness (cm)	±9.63 0.24 a	±7.60 0.34 b	±5.75 0.94 c	±3.94 0.53 d	±3.30 0.63 d	19.701	0.000
کربن Carbon (%)	±39.98 3.54 b	41.71 2.52 ± b	±42.66 3.35 b	±52.55 2.19 a	±36.31 3.50 b	3.874	0.008
نیتروژن Nitrogen (%)	±2.31 0.11 a	±1.98 0.32 a	±1.16 0.19 b	±1.18 0.21 b	±0.91 0.22 b	7.493	0.000
نسبت کربن به نیتروژن C/N ratio	±17.51 1.70 a	±28.82 4.68 a	±48.35 7.31 b	±59.10 8.22 b	±56.42 8.47 b	7.543	0.000
فسفر Phosphorus (%)	±4.11 0.20 a	±3.99 0.36 a	±4.16 0.66 a	±3.23 0.39 b	±2.39 0.30 b	3.397	0.015
پتاسیم Potassium (%)	±2.67 0.33 a	±2.27 0.18 a	±1.96 0.49 a	±2.05 0.22 a	±1.65 0.27 a	1.427	0.237
کلسیم Calcium (%)	±3.03 0.46 a	±1.93 37.00 b	±1.74 0.41 b	±1.16 0.22 b	±1.08 0.22 b	4.975	0.002
منیزیم Magnesium (%)	±0.84 0.03 a	±0.79 0.04 a	±0.64 0.20 a	±0.68 0.06 a	±0.51 0.09 a	1.560	0.198

مشخصه‌های خاک

نتایج تجزیه واریانس نشان دهنده تفاوت آماری معنی‌دار اکثر ویژگی‌های فیزیکی خاک در بین رویشگاه‌های مورد بررسی است (جدول ۲). نتایج به‌دست آمده نشان داد که بیشترین مقدار جرم مخصوص ظاهری و شن به خاک رویشگاه کشاورزی تعلق داشت و کمترین مقدار این مشخصه‌ها در جنگل طبیعی مشاهده شد. حداکثر مقادیر تخلخل، پایداری خاکدانه، درصد رس و درصد خاکدانه‌های درشت و ریز در جنگل طبیعی اندازه‌گیری شد و کمترین مقدار آن‌ها در رویشگاه کشاورزی بود (جدول ۲). جرم مخصوص ظاهری در رویشگاه کشاورزی نسبت به جنگل طبیعی و جنگل‌کاری بیشترین مقادیر را نشان داده است و میزان ماده آلی ورودی عامل اصلی آن محسوب می‌شود (Schulp *et al.*, 2008). جرم مخصوص ظاهری همبستگی بالایی با کربن آلی خاک دارد (Xiao *et al.*, 2021; Zhou *et al.*, 2015). در این پژوهش، افزایش جرم مخصوص ظاهری در خاک منطقه عاری از پوشش درختی را می‌توان به ماده آلی کم مرتبط دانست (Schulp *et al.*, 2008; Wen-Jie *et al.*, 2011). اگرچه بافت خاک یکی از مشخصه‌های تقریباً ثابت خاک تلقی می‌شود، اما در هر حال مطابق با گزارش میفروویت و همکاران (Meyfroidt *et al.*, 2013)، اجزای بافت (شن، سیلت و رس) خاک در بلندمدت می‌تواند تغییرات معنی‌داری را به واسطه تحولات خاک و همچنین توالی‌های پوشش گیاهی نشان دهد، که هم راستا با نتایج پژوهش حاضر می‌باشد. بافت، ساختمان و تراکم خاک به‌عنوان مؤثرترین عوامل بر جرم مخصوص ظاهری خاک به شمار می‌روند. به‌طور کلی، هر چه بافت خاک رسی‌تر، ساختمان خاک مطلوب‌تر و خاک غیر متراکم‌تر باشد تخلخل و پایداری خاکدانه خاک بیشتر بوده، در نتیجه جرم مخصوص ظاهری خاک کمتر می‌شود (Kooch, 2012)، این روند در جنگل طبیعی مشاهده شد. تحت شرایط طبیعی خاک‌های رسی دارای ظرفیت کاتیونی، نرخ تجزیه لاشبرگ و نرخ تولید اولیه بالاتری هستند (Silver *et al.*, 2000). همچنین گونه‌های گیاهی تا حدودی مقادیر ذرات رس و شن خاک را تغییر می‌دهند (Jagadamma *et al.*, 2014) که مطابق با یافته‌های پژوهش حاضر می‌باشد. نتایج این تحقیق نیز بیشترین درصد رس به عرصه جنگل طبیعی تعلق داشت و رابطه مثبتی بین میزان رس و تنفس میکروبی خاک مشاهده شد. درصد ماکروخاکدانه‌های خاک در جنگل طبیعی بیشتر از مناطق بدون جنگل می‌باشد (Marcos *et al.*, 2010). از آنجا که میکروخاکدانه‌ها موجب حفاظت کربن آلی در درون خاکدانه‌ها می‌گردند، یک عامل مهم در شکل‌گیری ماکروخاکدانه‌های خاک به حساب می‌آیند (Six *et al.*, 2002; Aminiyan *et al.*, 2015). ماکرو خاکدانه‌ها مسئول بیش از نیمی از کل خاکدانه‌های خاک هستند (Li *et al.*, 2016) و تأکید کننده نتایج این تحقیق می‌باشد بطوری‌که بیشترین مقادیر خاکدانه‌ها در اکوسیستم جنگل مشاهده شد.

بررسی پارامترهای شیمیایی در کاربری‌های مختلف بیانگر آنست که اکثر مشخصه‌های شیمیایی در جنگل طبیعی دارای حداکثر مقدار و در کشاورزی دارای حداقل مقدار می‌باشند (جدول ۲). در جنگل طبیعی

بیشترین مقدار واکنش خاک و کمترین مقدار آن در کشاورزی مشاهده شد. میزان واکنش در منطقه بدون پوشش درختی کمتر از جنگل‌کاری ها بوده و مطابق با تحقیقات انسبیمانا و همکاران (Nsabimana *et al.*, 2008)، تخریب جنگل و تغییر کاربری از مهم‌ترین عوامل کاهش واکنش خاک در عرصه‌های طبیعی می‌باشد. بین مواد آلی و واکنش خاک رابطه منفی معنی‌داری وجود دارد به شکلی که با افزایش مواد آلی ورودی به خاک، میزان گاز دی اکسید کربن ناشی از تجزیه آن نیز بیشتر می‌شود که در نتیجه موجب ازدیاد اسیدکربنیک شده و واکنش خاک کاهش می‌یابد (Kooch *et al.*, 2022). در این تحقیق تغییرات هدایت الکتریکی می‌تواند به‌دلیل اختلاف در ترکیبات بقایای گیاهی باشد و بسته به این که پوشش گیاهی دارای چه نوع ترکیبات شیمیایی باشد هدایت الکتریکی خاک نیز تغییر می‌کند. تغییرات هدایت الکتریکی خاک تحت پوشش‌های درختی مختلف، به‌دلیل اختلاف در مشخصه‌های شاخ و برگ درختان و کیفیت لاشبرگ آن‌ها می‌باشد (Haghdoost *et al.*, 2011). یافته‌های این تحقیق حاکی از عدم تغییرات معنی‌دار مشخصه‌های کربن آلی و ذخیره کربن خاک تحت انواع پوشش‌های اراضی می‌باشد. به نظر می‌رسد پوشش‌های گیاهی (که لاشه‌ریزه آنها یکی از منابع اصلی کربن خاک به شمار می‌آیند) مستقر در رویشگاه‌های مورد بررسی دارای محتویات کربن تقریباً مشابهی می‌باشند. در پژوهش حاضر، بهبود تغییرات کربن همچنین در ماکرو و میکرو خاکدانه‌ها به‌دلیل وجود گونه‌های درختی بوده است. در همین راستا، پژوهش‌های پیشین اشاره داشته‌اند، که با توجه به ساختمان خاک، تجمع محتویات کربن و نیتروژن و همچنین درصد ماکرو و میکروخاکدانه‌ها در انواع پوشش‌های اراضی، متفاوت می‌باشد (Lee *et al.*, 2020; Zhao *et al.*, 2021). از این رو، تغییرپذیری محتویات کربن و نیتروژن در اجزای خاکدانه‌ها بسیار متغیر بوده و تابع شرایط رویشگاه و نوع پوشش‌های گیاهی است (Kumari *et al.*, 2011; Sofo *et al.*, 2020). نیتروژن کل یک جزء مهم از ماده آلی خاک است و تا حد زیادی بر میزان تجزیه و هوموسی شدن آن اثر می‌گذارد. غلظت نیتروژن خاک در بین گونه‌های درختی مختلف، متفاوت می‌باشد (Kooch *et al.*, 2023). بیشترین و کمترین نیتروژن کل خاک، نیتروژن ماکرو و میکرو خاکدانه و ترسیب نیتروژن در جنگل طبیعی و کشاورزی مشاهده شد. پژوهش‌های زیادی بر تأثیر مثبت حضور گونه‌های تثبیت‌کننده نیتروژن در افزایش ذخیره نیتروژن خاک اشاره داشته‌اند (Kimmins, 1997; Vogel & Gower, 1998; Rothe *et al.*, 2002). لاشبرگ با غلظت بالای نیتروژن، موجب غنی‌سازی محتوی نیتروژن خاک می‌شود (Berg & McClaugherty, 2008; Mao *et al.*, 2010). در بین رویشگاه‌های مورد تحقیق، جنگل‌طبیعی بالاترین ذخیره نیتروژن را به خود اختصاص داد که به نوعی نشان دهنده تأثیر بهتر پوشش جنگلی و گذشت زمان بر انباشتگی نیتروژن خاک است. این افزایش را می‌توان به دلیل بالا بودن میزان پوشش گیاهی و حجم زیاد ریشه در جنگل طبیعی دانست (Sharrow & Ismail, 2004). از طرفی کاهش ذخیره نیتروژن خاک در رویشگاه مرتعی و کشاورزی به‌دلیل کاهش کیفیت و مقدار نیتروژن در مواد آلی ورودی تحت این رویشگاه بود. تغییرات مقادیر کربن آلی ذره‌ای، نیتروژن آلی ذره‌ای و نسبت کربن به نیتروژن آلی ذره‌ای می تواند به‌دلیل تغییر در کربن آلی و نیتروژن کل خاک، تغییرات وضعیت شیمی خاک و همچنین عناصر غذایی تحت رویشگاه‌های مختلف باشد(Jiao *et al.*, 2020)). افزایش نیتروژن آلی محلول تحت جنگل طبیعی می‌تواند با مقادیر بالای نیتروژن لایه آلی و معدنی در این رویشگاه‌ها در ارتباط باشد (Fouché *et al.*, 2020). طبق نتایج بیشترین و کمترین مقادیر فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم قابل جذب در جنگل طبیعی و کشاورزی مشاهده شد. مقادیر بالای غلظت فسفر در مناطق جنگل‌کاری شده ممکن است مرتبط با چرخه سریع فسفر به دنبال تجزیه و معدنی سازی لاشبرگ‌هایی با محتوی بیشتر فسفر باشد که موجب افزایش فسفر خاک می‌شود (Chase & Singh, 2014). به طور کلی در شرایط عرصه‌ای یکسان گونه‌های تثبیت‌کننده نیتروژن مقادیر بالاتری از کلسیم را نسبت به گونه‌های دیگر دارا هستند (Kooch *et al.*, 2016). منیزیم خاک به دنبال وجود آشفتگی و بهره-برداری کاهش می‌یابد و می‌توان در توجیه مقادیر پایین منیزیم خاک در منطقه عاری از پوشش درختی به این عامل اشاره کرد (Chi *et al.*, 2016).

مطابق با نتایج این پژوهش زی‌توده ریزریشه تغییرات معنی‌داری را در بین رویشگاه‌های مورد بررسی نشان داد و به‌ترتیب در جنگل طبیعی، جنگل‌کاری و باغ بیشترین مقدار را داشت. تفاوت در نوع گونه، نوع پوشش گیاهی از دلایل تغییرات مقدار ریزریشه در رویشگاه‌های مورد تحقیق است. به‌طوری‌که جنگل طبیعی با افزایش رشد و گسترش ریشه‌های خود در مقایسه با باغ، زی‌توده ریزریشه بیشتری را به خود اختصاص داده‌اند، همچنین رویشگاه مرتعی و کشاورزی به‌دلیل عدم وجود گونه‌های درختی، زی‌توده ریزریشه به شدت کاهش یافته است. از دلایل دیگر مشاهده زی‌توده ریزریشه‌های مورد بررسی خاک جنگل طبیعی ممکن است واکنش ریشه در پاسخ به وفور عناصر غذایی در خاک باشد، چراکه ریزریشه‌های گیاهان جهت دسترسی بیشتر به عناصر غذایی مورد نیاز خود در سطح بیشتری از خاک گسترش می‌یابند (Sayer *et al.*, 2006; Yuan & Chen, 2010). در تأیید نتایج حاصل از این تحقیق، پژوهش‌های متعددی به نقش حاصلخیزی خاک در افزایش زی‌توده ریزریشه در خاک رویشگاه‌های مختلف اشار کرده‌اند (Augusto *et al.*, 2015; Qiu *et al.*, 2015). آنزیم‌ها در مقایسه با سایر ویژگی‌های خاک نسبت به تغییرات پوشش گیاهی و مدیریت اراضی سریعتر تغییر می‌کنند، از این رو به‌عنوان شاخصی از تغییرات زیستی خاک مورد استفاده قرار می‌گیرند (Alkorta *et al.*, 2003; Guangming *et al.*, 2017; Lee *et al.*, 2020). با این حال همه

آنزیم‌های خاک تحت تأثیر تغییر پوشش گیاهی به یک اندازه و در یک جهت تغییر نمی‌کنند و ممکن است برخی از آن‌ها در مقایسه با دیگر آنزیم‌ها تغییرات بیشتر یا کمتری را نشان دهند (Wang *et al*., 2012). در همین راستا نتایج مطالعه حاضر نشان داد که فعالیت‌های آنزیمی خاک به‌طور معنی‌داری تحت تأثیر نوع پوشش گیاهی اراضی تغییر می‌کنند. جنگل طبیعی به‌دلیل ورود مواد آلی با کیفیت بالاتر و بهبود مقادیر واکنش خاک (Cheng *et al*., 2013)، نیتروژن کل، مواد غذایی در دسترس (فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم)، نیتروژن آلی ذره‌ای و نیتروژن آلی محلول، فعالیت آنزم‌های خاک را افزایش داده است، در حالی‌که ورود مواد آلی با کیفیت پایین با کاهش عناصر حاصلخیزی خاک باعث افت فعالیت‌های آنزیمی رویشگاه مرتعی و کشاورزی شده است. همراستا با نتایج به دست آمده در تحقیق حاضر، گزارش‌های مشابهی مبنی بر همبستگی قوی تغییرات فعالیت‌های آنزیمی با تغییرات خصوصیات فیزیکی و شیمیایی (Zhang *et al*., 2021) و حاصل‌خیزی خاک (Wenxiang *et al*., 2002) در رویشگاه‌های مختلف ارائه شده است.

جدول ۲- تجزیه واریانس (میانگین ± اشتباه معیار) ویژگی‌های خاک در رویشگاه‌های مورد مطالعه
Table 2- ANOVA (Mean± standard error) for soil characteristics in the studied habitats

ویژگی‌های خاک Soil properties	رویشگاه Habitats					تجزیه واریانس ANOVA	
	جنگل طبیعی Natural forest	جنگل‌کاری Plantation	باغ Garden	مرتع Rangeland	کشاورزی Agriculture	مقدار F F value	معنی‌داری Sig.
جرم مخصوص ظاهری Bulk density (g cm^{-3})	1.06± 0.02 a	1.14± 0.03 a	1.30± 0.08 b	1.32± 0.05 b	1.45± 0.05 b	9.573	0.000
جرم مخصوص حقیقی Particle density (g cm^{-3})	2.65± 0.07 a	2.60± 0.07 a	2.61± 0.03 a	2.70± 0.05 a	2.67± 0.07 a	0.376	0.824
تخلخل Porosity (%)	0.60± 0.01 a	0.56± 0.02 b	0.50± 0.03 bc	0.51± 0.02 bc	0.45± 0.02 c	5.997	0.000
پایداری Stability (%)	72.42± 0.96 a	65.62± 4.17 b	60.87± 4.28 b	55.02± 4.17 bc	45.10± 3.33 c	8.311	0.000
شن Sand (%)	17.58± 1.18 d	21.75± 1.79 d	24.00± 1.30 c	28.58± 2.00 b	38.58± 2.48 a	19.580	0.000
سیلت Silt (%)	42.17± 1.80 a	41.83± 2.47 a	43.25± 1.33 a	44.67± 2.10 a	45.50± 2.56 a	0.566	0.689
رس Clay (%)	40.25± 2.08 a	36.42± 1.89 b	32.75± 1.12 b	26.75± 1.29 c	15.92± 0/60 d	40.488	0.000
خاکدانه درشت Macro-aggregate (g kg^{-1})	34.75± 4.39 a	31.00± 5.06 a	28.42± 2.28 a	25.50± 3.73 ab	17.17± 1.21 b	3.368	0.016
خاکدانه ریز Micro-aggregate (g kg^{-1})	57.75± 4.63 a	43.67± 3.86 b	41.17± 5.00 b	36.25± 3.58 b	22.33± 4.10 c	9.023	0.000
نسبت خاکدانه درشت به ریز Macro/Micro-aggregate ratio (g kg^{-1})	0.65± 0.09 a	1.03±0.42 a	0/94± 0.22 a	0.85±0.21 a	1.03±0.15 a	0.427	0.788
واکنش pH	6.97± 0.13 a	6.82± 0.16 ab	6.32± 0.14 b	6.33± 0.18 b	6.31± 0.23 b	3.418	0.014
هدایت الکتریکی EC (dS/m)	0.30± 0.01 a	0.26± 0.04 a	0.25± 0.01 a	0.24± 0.02 a	0.22± 0.02 a	1.771	0.148
کربن C (%)	4.44± 0.26 a	4.43± 0.40 a	4.57± 0.42 a	4.96± 0.53 a	3.72± 0.38 a	1.208	0.318
ذخیره کربن C stock (Mg ha^{-1})	46.98± 2.56 a	50.27± 4.24 a	59.63± 6.78 a	64.01± 6.08 a	54.62± 6.26 a	1.615	0.183
کربن در خاکدانه درشت C in Macro-aggregate (g kg^{-1})	4.54± 0.31 b	4.87± 0.15 ab	5.05± 0.20 ab	5.41± 0.15 a	3.66± 0.33 c	7.749	0.000
کربن در خاکدانه ریز C in Micro-aggregate (g kg^{-1})	4.36± 0.21 a	4.39± 0.21 a	4.12± 0.24 a	4.16± 0.35 a	3.01± 0.28 b	4.694	0.002

نسبت کربن خاکدانه درشت به ریز Macro/Micro-aggregate C ratio (g kg^{-1})	1.08±0.10 a	1.14±0.08 a	1.28±0.10 a	1.43±0.15 a	1.32±0.16 a	1.322	0.273
کربن آلی محلول Dissolved organic C (mg kg^{-1})	38.37±5.52 a	35.94±5.00 a	31.26±2.87 ab	24.23±2.43 bc	15.98±1.01 c	5.890	0.001
کربن آلی ذره‌ای Particulate organic C (mg kg^{-1})	3.94±0.49 a	3.10±0.38 ab	2.62±0.34 b	2.48±0.43 b	0.94±0.07 c	8.772	0.000
شاخص مدیریت کربن Carbon management index	732.90±77.49 a	790.71±101.86 a	956.85±181.86a	116.60±238.28 a	803.28±162.74a	1.164	0.337
نسبت ماده آلی عمق اول به دوم OM1/OM2 ratio	5.82±0.32 a	5.96±0.50 b	4.68±0.30 b	5.05±0.18 b	1.97±0.10 b	8.439	0.000
نیتروژن Total N (%)	0.46± 0.03 a	0.38± 0.02 b	0.35± 0.03 bc	0.29± 0.03 c	0.20± 0.02 d	15.591	0.000
ترسیب نیتروژن N sequestration (Mg ha^{-1})	4.85±0.27 a	4.36±0.26 ab	4.51±0.45 ab	3.78±0.31 bc	2.96±0.37 c	4.774	0.002
نیتروژن در خاکدانه درشت N in Macro-aggregate (g kg^{-1})	0.54±0.08 a	0.50±0.04 ab	0.40±0.06 ab	0.36±0.06 b	0.19±0.02 c	6.190	0.000
نیتروژن در خاکدانه ریز N in Micro-aggregate (g kg^{-1})	0.24±0.04 a	0.23±0.03 a	0.22±0.04 a	0.18±0.03 a	0.12±0.02 a	2.529	0.051
نسبت نیتروژن خاکدانه درشت به ریز Macro/Micro-aggregate N ratio (g kg^{-1})	3.43±0.90 a	4.95±2.57 a	5.55±3.11 a	2.80±0.77 a	3.53±1.38 a	0.338	0.851
نیتروژن آلی محلول Dissolved organic N (mg kg^{-1})	26.62±3.48 a	18.20±2.88 a	13.16±1.08 bc	11.64±0.55 c	7.07±0.79 c	12.322	0.000
نیتروژن آلی ذره‌ای Particulate organic N (mg kg^{-1})	0.45±0.02 a	0.33±0.02 b	0.24±0.03 c	0.22±0.02	0.13±0.02 d	27.018	0.000
نسبت کربن به نیتروژن C/N ratio	9.75± 0.37 d	11.48± 0.52 cd	13.41± 0.90 c	16.82± 0.74 b	18.98± 0.97 a	26.537	0.000
نسبت کربن به نیتروژن آلی محلول Dissolved organic C/N ratio	1.85±0.41 a	2.28±0.41 a	2.58±0.35 a	2.19±0.26 a	2.64±0.37 a	0.767	0.551
نسبت کربن به نیتروژن آلی ذره‌ای Particulate organic C/N ratio	8.98±1.22 a	9.72±1.38 a	13.29±2.85	12.59±2.82 a	14.97±6.45 a	0.514	0.726
فسفر Available P (mg kg^{-1})	39.95± 1.98 a	30.59±0.95 b	25.18±1.28 c	19.37±1.64 d	13.74±1.72e	42.298	0.000
پتاسیم Available K (mg kg^{-1})	404.67± 23.50 a	302.33±15.97 b	272.00±17.57 b	204.25±17.30 c	137.50±6.24d	35.151	0.000
کلسیم Available Ca (mg kg^{-1})	291.25± 13.52 a	202.42±3.65 b	194.67±6.40 bc	171.58±7.67 c	113.92±8.20 d	56.604	0.000
منیزیم Available Mg (mg kg^{-1})	72.58±4.06 a	50.83±3.57 b	40.08±2.13 c	32.17±2.45 c	20.92±2.78 d	40.843	0.000

زی‌توده درشت‌ریشه Coarse root biomass (kg he.)	1518.83±67.28 a	723.58±93.80 b	801.58±53.10 b	124.25±8.34 c	50.42±1.00 c	113.625	0.000
زی‌توده ریزریشه Fine root biomass (g m^2)	64.15±6.73 a	46.39±6.92 bc	48.54±6.19 b	31.87±1.95 cd	28.60±3.73 d	6.844	0.000
آنزیم اوره‌آز Urease (μg NH^{4+}–N g^{-1} 2 h^{-1})	26.62±1.57 a	20.30±1.21 b	16.78±1.35 c	11.66±0.75 d	7.92±0.62 e	40.160	0.000
آنزیم اسید فسفاتاز Acid phosphatase (μg PNP g^{-1} h^{-1})	406.08±25.47 a	277.75±27.03 b	210.92±22.44 c	181.67±14.88 c	93.58±8.64 d	31.275	0.000
آنزیم آریل سولفاتاز Arylsulphatase (μg PNP g^{-1} h^{-1})	107.25±12.03 a	98.08±8.94 a	88.50±5.84 ab	69.83±5.89 b	47.17±5.09 c	9.001	0.000
آنزیم اینورتاز Invertase (μg Glucose g¯1 3 h^{-1})	144.92±15.63 a	121.92±10.84 ab	103.17±9.52 b	94.50±7.83 b	42.92±3.65 c	13.718	0.000

مشخصه‌های زیستی خاک

نتایج حاکی از وجود تفاوت‌های آماری معنی‌دار در مشخصه‌های زیستی خاک در پوشش‌های اراضی مورد بررسی می‌باشد. طبق نتایج بدست آمده تقریبا اکثر مشخصه‌ها در رویشگاه جنگل طبیعی دارای بیشترین مقدار در حالی که در عرصه کشاورزی دارای کمترین مقادیر این مشخصه‌ها می‌باشد. فراوانی و زی‌توده اپی‌ژئیک و اندوژئیک در بین کاربری‌های مختلف در فصل تابستان دارای اختلاف معنی‌داری نیستند. مطابق یافته‌ها بیشترین مقادیر رطوبت، تنفس پایه، تنفس برانگیخته، زیتوده میکروبی کربن به جنگل‌کاری تعلق داشت و کمترین مقادیر این مشخصه‌ها به عرصه کشاورزی اختصاص داشت. درحالی‌که حداکثر مقدار نسبت زیتوده میکروبی کربن به نیتروژن در عرصه کشاورزی و حداقل آن در جنگل طبیعی مشاهده شد (جدول ۳).

انواع پوشش‌های گیاهی نقش مهمی در عملکرد اکوسیستم‌های مختلف دارند (Klimek & Niklińska, 2020). نتیجه این بررسی نشان می‌دهد که تغییر پوشش‌گیاهی از جنگل‌های طبیعی به مراتع و کشاورزی منجر به کاهش قابل توجهی در تراکم جانوران مورد بررسی در خاک (به‌عنوان مثال اپی‌ژئیک، آنسئیک و اندوژئیک کرم‌خاکی، کنه، پادمان، نماتد، پروتوزوئر، باکتری‌ها و قارچ‌ها) شده است. تراکم میکروارگانیسم‌های خاک در زیستگاه‌های جنگل طبیعی به‌طور قابل توجهی بالاتر از زیستگاه‌های مرتع و کشاورزی است (Di Carlo *et al.*, 2019; Mulia *et al.*, 2021)، که با نتایج بدست آمده در پژوهش حاضر همخوانی دارد. عوامل مختلفی ممکن است در تغییر تراکم میکروارگانیسم‌های خاک در انواع مختلف پوشش‌گیاهی منطقه مورد تحقیق نقش داشته باشد. تراکم بالای درختان در زیستگاه جنگل و همچنین وجود گونه‌های درختی، می‌تواند نقشی اساسی در تراکم موجودات زنده خاک داشته باشد. وجود درختان در زیستگاه‌های مختلف می‌تواند با ایجاد سایه، به‌ویژه در فصل تابستان، یک میکرو اقلیم مناسب برای فعالیت گونه‌های مختلف موجودات خاکزی فراهم کند (Sarlo, 2006; Sabrina *et al.*, 2009). در این راستا، تخریب جنگل و تبدیل آن به رویشگاه‌های دیگر شرایط بسیار نامساعدی را برای تراکم ارگانیسم خاک ایجاد کرده است. در پژوهش حاضر، کیفیت پایین بستر (C/N بالا) در زیستگاه‌های مرتعی منجر به کاهش تراکم ارگانیسم‌های خاک شده است (Birkhofer *et al.*, 2011; Lazarova *et al.*, 2021)، در حالی‌که کیفیت مناسب بستر (C/N کم) تأثیر مثبتی بر روی تراکم موجودات در خاک داشتند و تجزیه بقایای گیاهان را تسریع دادند (Song *et al.*, 2016). به همین دلیل، ضخامت کمتری از لایه بستر در رویشگاه جنگل مشاهده شده است. رابطه بسیار نزدیکی بین مقدار بستر انباشته شده در کف و تراکم موجودات خاکزی وجود دارد (Vohland & Schroth, 1999). نوع بقایای گیاهان جمع شده در کف می‌تواند باعث ایجاد میکرو اقلیم‌های مختلف در خاک شود (Wadud *et al.*, 2019; Khan *et al.*, 2019; Heydari *et al.*, 2020)، که می‌تواند بر توزیع ارگانیسم‌های خاک تحت شرایط مختلف تأثیر بگذارد. پوشش گیاهی، در اکوسیستم علاوه بر تأثیر بر نوع باقیمانده‌های گیاه و خصوصیات خاک می‌توانند مستقیماً بر تراکم ارگانیسم‌های خاک نیز تأثیر بگذارند (Brinkmann *et al.*, 2019). نقش مثبت خواص فیزیکی خاک (جرم مخصوص ظاهری کمتر، تخلخل بالاتر و همچنین پایداری بیشتر سنگریزه‌ها) بر تراکم زیستی اشاره کرد (Asadu *et al.*, 2015). نتایج تحقیق حاضر نشان‌دهنده نقش مثبت مقادیر بالای واکنش خاک بر تراکم کرم‌های خاکی خاک (Korboulewsky *et al.*, 2016)، کنه و پادمان (Erdmann *et al.*, 2012)، نماتد (Matute, 2013) و پروتوزوئر (Rqnn *et al.*, 2001) در رویشگاه جنگلی در مقایسه با پوشش مراتع و کشاورزی است. خاک‌های جنگلی در مقایسه با سایر انواع پوشش‌های گیاهی حاصلخیزی بالاتری دارند، که منجر به تجمع بیشتر ارگانیسم‌ها در خاک تحت این نوع پوشش زمینی می‌شود (Liu *et al.*, 2019; Gharibreza *et al.*, 2020; Arias-Ortiz *et al.*, 2020). در مقایسه با خصوصیات شیمیایی و زیستی، خصوصیات

فیزیکی مورد مطالعه (به جز محتوی رطوبت خاک و درجه حرارت) کمتر تحت تأثیر تغییرات فصول قرار گرفتند. با این وجود، به‌دلیل رابطه نزدیک بین ارگانیسم‌های خاک و رطوبت و دمای خاک، بخشی از تغییرات در فعالیت این موجودات می‌تواند مستقیماً مربوط به تغییرات رطوبت و دمای خاک باشد (Day & Chaudhur, 2014; Heydari *et al*., 2020). در همین راستا، سوتار (Suthar 2012) اشاره کرده است که حداکثر تراکم کرم‌های خاکی خاک در کاربری جنگل در فصل پاییز مشاهده شد، در حالی‌که در تابستان به‌دلیل درجه حرارت بالا و رطوبت کمتر خاک، تراکم آنها در خاک کاهش می‌یابد. با این حال، واکنش گروه‌های مختلف کرم‌های خاکی از این نظر بسیار متفاوت است (Uvarov, 2009)، که تأیید یافته‌های این بررسی است. علاوه بر این، اثرات منفی کاربری‌های مختلف اراضی در فصل تابستان و شرایط مناسب کاربری‌ها در فصل پاییز بر تراکم خاک کنه و پادمان (Rodríguez-Loinaz *et al*., 2008) و همچنین پروتوزوئر و نماتد (Sabais *et al*., 2011; Song *et al*., 2016) است. تراکم باکتری‌ها و قارچ‌های خاک در رویشگاه جنگل در تابستان به‌طور قابل توجهی افزایش می‌یابد (Vořiškova *et al*., 2014)، در حالی‌که تراکم آنها در رویشگاه جنگل در فصل پاییز کاهش می‌یابد. به‌طور کلی، می‌توان خاطر نشان کرد که وجود پوشش‌گیاهی مختلف در یک رویشگاه، به طور مستقیم و غیرمستقیم، عملکردهای مختلف زیست‌محیطی را در خاک ایجاد می‌کند (Osburn *et al*., 2019). به دنبال تغییر در مقدار و کیفیت مواد آلی ورودی، رطوبت و دمای خاک و همچنین تنوع خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک و زیستی موجودات خاکزی تغییر کرده است که بر چرخه بیوژئوشیمیایی عناصر غذایی تحت انواع مختلف پوشش گیاهی تأثیر می‌گذارد. در هر صورت، به‌نظر می‌رسد که انواع مختلف پوشش گیاهی ترکیبی از ویژگی‌های خاک را در یک رویشگاه ایجاد می‌کند (Fabíola Barros *et al*., 2018; Schellenberg & Bergmeie, 2020; Mulia *et al*., 2021) بنابراین تراکم گونه‌های چوبی را می‌توان به‌عنوان کانون اصلی تراکم میکروارگانیسم‌های خاک و چرخه‌های غذایی معرفی کرد.

تنفس خاک نشان‌دهنده فعالیت‌های زیستی و تجزیه بقایای گیاه و محتوی بستر نیتروژن در افزایش تنفس خاک نقش مهمی دارد (Ferreira *et al*., 2016). در واقع، میزان تجزیه و سطح تنفس خاک تحت تأثیر کیفیت بستر ورودی به خاک تحت تأثیر پوشش گیاهی مختلف قرار دارد. همچنین، محتوی رطوبت خاک نقش اساسی و تعیین کننده‌ای در فعالیت زیستی و تنفس میکروبی خاک دارد (Kooch & Bayranvand, 2017). در این راستا، پوشش جنگل‌کاری دارای مقدار بیشتر تنفس پایه و برانگیخته در مقایسه با پوشش مرتع و کشاورزی است. تخریب اراضی جنگلی و تغییر پوشش اراضی یکی از عواملی است که با تأثیر بر نسبت اجزای تشکیل‌دهنده بافت خاک می‌تواند نقش بسزایی در تغییرپذیری تنفس میکروبی ایفا نماید (Tang *et al*., 2018). تنفس خاک ارتباط مستقیمی با حاصلخیزی خاک دارد و در مکان‌هایی با خاک غنی از کاتیون‌های پایه، میزان فعالیت میکروبی و در نتیجه تنفس خاک افزایش می‌یابد (Kooch *et al*., 2016).

جدول ۳- تجزیه واریانس (میانگین ± اشتباه معیار) پویایی کلیما، فون و فلور خاک در رویشگاه‌های مورد مطالعه

Table 3- ANOVA (Mean± standard error) for dynamics of climate, soil fauna and flora in the studied habitats

کلیما، فون و فلور خاک Climate, soil fauna and flora	رویشگاه Habitats						تجزیه واریانس ANOVA	
	فصل Season	جنگل طبیعی Natural forest	جنگل‌کاری Plantation	باغ Garden	مرتع Rangeland	کشاورزی Agriculture	مقدار F F value	معنی‌داری Sig.
رطوبت خاک Moisture (%)	Summer	23.28±1.06 ab	24.65±1.06 a	21.12±0.86 bc	18.82±0.64 c	15.10±0.78 d	17.789	0.000
	Autumn	30.67±1.50 a	30.83±1.51 a	27.65±2.05 a	21.95±1.73 b	17.97±1.40 b	11.755	0.000
دمای خاک Temperature(℃)	Summer	21.03±1.12 c	19.89±0.60 c	24.05±0.73 b	25.39±1.01 b	29.62±0.56 a	21.200	0.000
	Autumn	15.58±0.87 a	14.58±1.05 a	15.49±1.61 a	18.73±1.47 a	18.28±1.25 a	2.087	0.095
فراوانی اپی‌ژئیک Epigeic density (n m^{-2})	Summer	0.25±0.13 a	0.33±0.22 a	0.08±0.08 a	0.00±0.00 a	0.00±0.00 a	1.538	0.204
	Autumn	1.50±0.34 a	1.25±0.30 a	0.17±0.11 b	0.17±0.11 b	0.00±0.00 b	10.610	0.000
زی‌توده اپی‌ژئیک Epigeic biomass (mg m^{-2})	Summer	4.78±2.58 a	2.74±2.02 a	0.66±0.66 a	0.00±0.00 a	0.00±0.00 a	1.942	0.116
	Autumn	16.68±4.21 a	12.77±3.08 a	1.49±1.01 b	1.16±0.81 b	0.00±0.00 b	10.326	0.000
فراوانی آنسئیک Anecic density (n m^{-2})	Summer	0.58±0.19 a	0.17±0.11 b	0.17±0.17 b	0.00±0.00 b	0.00±0.00 b	3.667	0.010
	Autumn	0.67±0.26 a	0.42±0.19 ab	0.00±0.00 b	0.00±0.00 b	0.00±0.00 b	4.656	0.003
زی‌توده آنسئیک Anecic biomass (mg m^{-2})	Summer	6.61±2.30 a	3.31±2.23 ab	1.74±1.74 b	0.00±0.00 b	0.00±0.00 b	2.870	0.031
	Autumn	6.03±2.45 a	3.56±1.64 a	0.00±0.00 a	0.00±0.00 a	0.00±0.00 a	4.406	0.004
فراوانی اندوژئیک Endogeic density (n m^{-2})	Summer	0.58±0.23a	0.50±0.23 a	0.42±0.29 a	0.17±0.175 a	0.00±0.00 a	1.367	0.257
	Autumn	0.17±0.11 a	0.17±0.11 a	0.00±0.00 a	0.00±0.00 a	0.00±0.00 a	1.650	0.175
زی‌توده اندوژئیک Endogeic biomass (mg m^{-2})	Summer	6.62±2.91 a	4.86±2.26 a	3.25±2.20 a	1.64±1.64 a	0.00±0.00 a	1.607	0.185
	Autumn	1.52±1.03 a	0.98±0.66 a	0.00±0.00 a	0.00±0.00 a	0.00±0.00 a	1.691	0.165
فراوانی کل کرم‌خاکی Earthworm density(n m^{-2})	Summer	1.42±0.40 a	1.00±0.30 ab	0.67±0.36 abc	0.17±0.17 bc	0.00±0.00 c	4.235	0.005
	Autumn	2.33±0.43 a	1.83±0.51 a	0.17±0.11 b	0.17±0.11 b	0.00±0.00 b	12.873	0.000
زی‌توده کل کرم خاکی Earthworm biomass(mg m^{-2})	Summer	18.05±5.88 a	10.92±3.74 ab	5.65±3.04 bc	1.64±1.64 bc	0.00±0.00 c	4.480	0.003
	Autumn	24.28±5.21 a	17.35±4.58 a	1.49±1.01 b	1.16±0.81 b	0.00±0.00 b	12.614	0.000
فراوانی کنه خاکزی Acarina density (n m^{-2})	Summer	19369.67±456.21a	17366.75±772.85b	10304.83±364.89c	3645.00±183.49d	731.92±56.32e	343.488	0.000
	Autumn	31203.72±1665.71a	26917.9±1559.47b	20693.38±1292.88c	17740.27±1960.48c	1305.92±62.97d	61.480	0.000
فراوانی پادمان خاکزی Collembola density (n m^{-2})	Summer	8437.17±386.82a	7570.58±631.11a	2500.58±141.09b	595.00±58.31c	50.25±4.62c	135.091	0.000
	Autumn	86657.33±2962.99a	79526.75±2168.03b	57645.33±2587.58c	44350.67±4901.20d	144.00±5.93e	133.618	0.000
نماتد کل خاکزی Total nematode (in 100 gr soil)	Summer	189.42±12.15 a	138.83±8.94b	114.50±12.31bc	92.75±3.10c	26.25±2.02d	45.965	0.000
	Autumn	604.92±42.29a	391.67±21.77b	185.75±17.58c	110.17±11.26d	38.83±1.37e	98.599	0.000
فراوانی پروتوزوئر خاکزی Protozoa density (in 100 gr soil)	Summer	17.42±12.48 a	126.17±20.16 b	98.67±6.01 b	52.50±7.02 c	12.75±1.51 d	29.236	0.000
	Autumn	395.58±21.36 a	373.75±20.40 a	186.75±9.71 b	125.42±15.71 c	23.42±4.11 d	104.794	0.000
جمعیت قارچ Total fungi ($\times10^7$ g soil)	Summer	2.87±0.22 a	1.88±0.11 b	1.41±0.19 c	0.79±0.07 d	0.11±0.02 e	53.353	0.000
	Autumn	2.28±0.30 a	1.61±0.25 b	1.18±0.11 bc	0.79±0.07 c	0.10±0.02 d	19.817	0.000
جمعیت باکتری Total bacteria ($\times10^7$ g soil)	Summer	26.00±0.17 a	0.93±0.14 ab	0.88±0.10 b	0.59±0.11 bc	0.29±0.02 c	9.547	0.000
	Autumn	1.10±0.02 a	0.73±0.15 b	0.63±0.09 a	0.38±0.03 c	0.14±0.02 d	20.961	0.000
تنفس پایه BR (mg co_2 g^{-1} day^{-1})	Summer	0.27±0.04 a	0.34±0.03 a	0.29±0.03 a	0.26±0.04 a	0.12±0.04 b	3.807	0.008
	Autumn	0.20±0.01 a	0.25±0.01 a	0.16±0.02 a	0.16±0.02 a	0.05±0.01 a	13.824	0.000
تنفس میکروبی برانگیخته SIR (mg co_2 g^{-1} day^{-1})	Summer	1.05±0.06 ab	1.33±0.06 a	0.96±0.09 b	0.87±0.16 b	0.33±0.10 c	12.848	0.000
	Autumn	0.89±0.06 a	0.98±0.10 a	0.74±0.07 a	0.77±0.20 a	0.12±0.03 b	9.882	0.000
کربن زی‌توده میکروبی MBC (mg kg^{-1})	Summer	328.67±39.74 a	331.83±11.98 a	304.83±19.06 a	282.67±52.92 a	139.75±14.74 b	4.704	0.002
	Autumn	200.92±11.77 a	215.08±11.98 a	184.50±1392 a	144.92±8.77 b	75.08±5.35 c	27.223	0.000
نیتروژن زی‌توده میکروبی MBN (mg kg^{-1})	Summer	40.75±5.09 a	31.17±3.58 ab	27.17±2.17 b	25.08±4.55 b	11.78±1.19 c	8.424	0.000
	Autumn	24.50±0.79 a	20.67±1.23 b	17.58±1.00 c	13.31±0.96 d	6.77±0.50 e	54.388	0.000
نسبت کربن به نیتروژن زی‌توده میکروبی MBC/MBN ratio	Summer	8.10±0.36 c	10.38±0.27 b	11.11±0.28 ab	11.09±0.29 ab	11.65±0.46 a	16.869	0.000
	Autumn	8.09±0.45 a	10.28±0.42 a	10.27±0.65	10.64±0.48 a	11.14±0.35 a	5.940	0.000

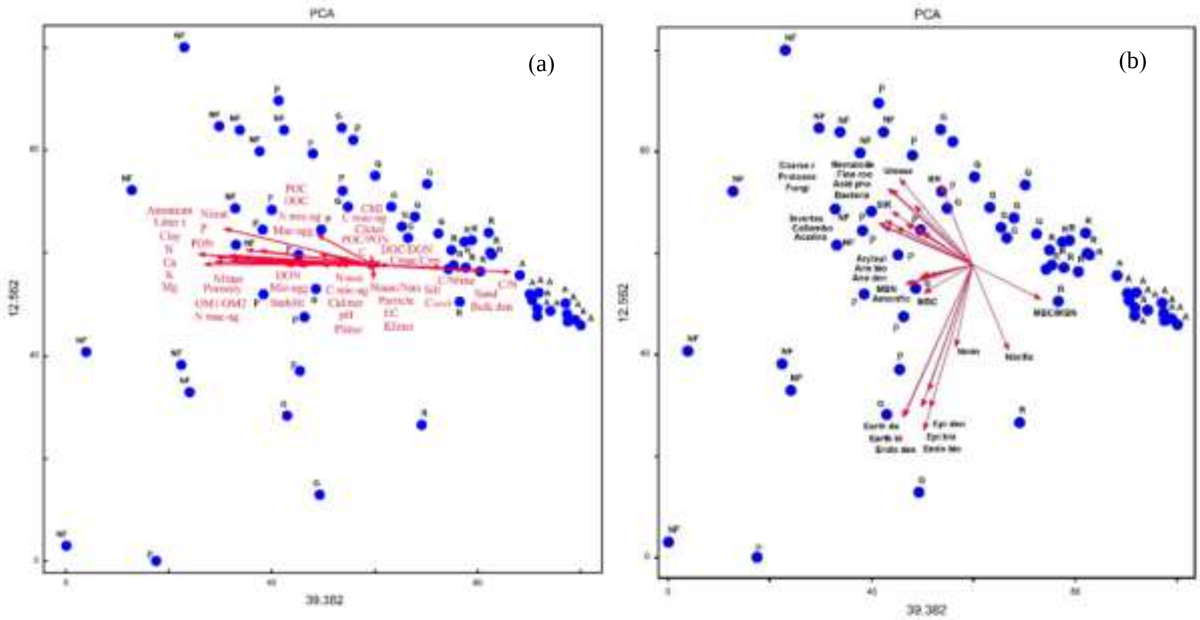
وجود پوشش درختان در رویشگاه جنگلی شرایط مناسبی را برای فعالیت‌های میکروبی خاک فراهم کرده و همین امر منجر به افزایش تنفس میکروبی خاک شده است. زی‌توده میکروبی خاک شاخص اندازه جمعیت میکروبی خاک است و به نوع مدیریت اکوسیستم بسیار حساس است. تخریب زیستگاه جمعیت میکروبی خاک را بسیار کاهش می‌دهد (Saviozzi *et al*, 2001). بخشی از این کاهش جمعیت به‌دلیل کمیت و کیفیت بقایای گیاهی است که به خاک وارد می‌شود. تنوع بقایای گیاهی در هر اکوسیستم می‌تواند زیست‌توده میکروبی خاک را تقویت کند. تبدیل رویشگاه جنگل به سایر کاربری‌های اراضی در پژوهش حاضر منجر به کاهش محتوی رطوبت خاک و حاصلخیزی آن شده است (Bini *et al*., 2013)، که می‌تواند اثرات منفی بر زیست‌توده میکروبی خاک داشته باشد (Guillaume *et al*., 2016).

مشخصه‌های تغییر شکل نیتروژن

نتایج حاکی از وجود تفاوت‌های آماری معنی‌دار در مشخصه‌های خاک در پوشش‌های اراضی مورد بررسی می‌باشد (جدول ۴). طبق نتایج بدست آمده تقریبا اکثر مشخصه‌ها در رویشگاه جنگل طبیعی دارای بیشترین مقدار در حالی‌که در عرصه کشاورزی دارای کمترین مقادیر این مشخصه‌ها می‌باشد. بر طبق نتایج نیتریفیکاسیون و معدنی شدن نیتروژن در کاربری‌های مختلف در دو فصل تابستان و پاییز روند نزولی داشتند. نوع پوشش گیاهی همچنین می‌تواند اثرات معنی‌داری بر تغییرپذیری مقادیر آمونیوم و نیترات خاک داشته باشد. در همین خصوص مرور منابع (Wang & Dalal, 2006; Li *et al*., 2014) بیانگر اثرات مثبت پوشش‌های درختی بر انباشت محتویات آمونیوم و نیترات خاک می‌باشد.

جدول ٤- تجزیه واریانس (میانگین ± اشتباه معیار) مشخصه‌های تغییر شکل نیتروژن در رویشگاه‌های مورد مطالعه
Table 4- ANOVA (Mean± standard error) Nitrogen transformation characteristics in the studied habitats

تغییر شکل نیتروژن **Nitrogen transformation**	فصل **Season**	رویشگاه **Habitats** جنگل طبیعی **Natural forest**	جنگل‌کاری **Plantation**	باغ **Garden**	مرتع **Rangeland**	کشاورزی **Agriculture**	تجزیه واریانس **ANOVA** مقدار F **F value**	معنی‌داری **Sig.**
نیترات NO_3 (mg kg^{-1})	Summer	26.57 ± 2.08 a	19.12 ±1.26 b	17.46 ±0.98 b	11.85 ±0.38 c	6.52 ±0.64 d	38.630	0.000
آمونیوم NH_4 (mg kg^{-1})	Summer	11.02 ± 0.58 a	10.54 ±0.43 a	8.33 ±0.38 b	6.68 ±0.65 c	4.01 ±0.49 d	31.493	0.000
نیتریفیکاسیون Nitrification (mg NO_3^- kg^{-1})	Summer	0.32 ±0.03 c	0.19 ± 0.05 abc	0.27 ±0.05 bc	0.16 ±0.02 ab	0.10 ±0.03 a	3.540	0.012
آمونیفیکاسیون Ammonification (mg $NH4^+$ kg^{-1})	Summer	0.36 ±0.03 a	0.22 ±0.04 b	0.23 ±0.05 b	0.13 ±0.03 bc	0.08 ±0.03 c	8.704	0.000
معدنی‌شدن نیتروژن N mineralization (mg N kg $soil^{-1}$)	Summer	0.09 ± 0.05 a	0.07 ±0.03 a	0.06 ±0.04 a	0.04 ±0.03 a	0.03 ±0.02 a	0.360	0.836
نیترات NO_3 (mg kg^{-1})	Autumn	16.92 ± 1.29 a	13.53 ±1.18 b	8.86 ±0.33 c	4.78 ±0.43 d	2.28 ±0.20 e	53.982	0.000
آمونیوم NH_4 (mg kg^{-1})	Autumn	6.20 ± 0.80 a	3.29 ±0.20 b	2.22 ±0.24 bc	1.89 ±0.12 d	0.91 ±0.05 d	27.175	0.000
نیتریفیکاسیون Nitrification (mg NO_3^- kg^{-1})	Autumn	0.24 ±0.04 b	0.22 ±0.04 b	0.20 ±0.01 b	0.10 ±0.02 a	0.05 ±0.01 a	9.146	0.000
آمونیفیکاسیون Ammonification (mg $NH4^+$ kg^{-1})	Autumn	0.22± 0.05 a	0.16 ±0.01 ab	0.13 ±0.01 b	0.05 ±0.01 c	0.00 ±0.00 c	14.403	0.000
معدنی‌شدن نیتروژن N mineralization (mg N kg $soil^{-1}$)	Autumn	0.06 ± 0.02 a	0.06 ±0.04 a	0.07 a±0.02 a	0.05 ±0.02 a	0.05 ±0.01 a	0.891	0.278



شکل ۲- ارتباط کاربری‌های مختلف اراضی: جنگل طبیعی (AF)، جنگل‌کاری (NF)، باغ (G)، مرتع (R) و کشاورزی (A). (a)، با ویژگی‌های لایه آلی، فیزیکی و شیمیایی خاک، (b) و ویژگی‌های زیستی خاک در آنالیز مؤلفه‌های اصلی

Figure 2- The relationship between different land use: Natural forest (NF), Plantation (P), Garden (G), Rangeland (R) and Agriculture (A). (a) with the characteristics of the organic, physical and chemecal soil, (b) and the biological characteritics of the soil in principal component analysis

با توجه به اینکه، این مشخصه‌های خاک در ارتباط مستقیم با مقادیر نیتروژن کل و واکنش خاک می‌باشند (Li *et al*., 2014). لذا افزایش آمونیوم و نیترات تحت پوشش‌های جنگلی می‌تواند به واسطه تجمع بیشتر نیتروژن و مقادیر بالاتر واکنش در خاک این نوع از پوشش اراضی باشد. تغییر کمیت و کیفیت لاشه‌ریزه پوشش‌های گیاهی به وسیله تغییرات ترکیب گونه‌های گیاهی، بر میزان معدنی‌شدن نیتروژن خاک اثر می‌گذارد (Ollinger *et al*., 2002). وجود گونه‌های درختی در رویشگاه‌ها می‌تواند اثرات مثبتی بر میزان معدنی‌شدن نیتروژن خاک در تابستان داشته باشد (Prescott, 2010). معدنی‌شدن نیتروژن با محتوی رس و میزان واکنش خاک همبستگی مثبت دارد (Qi *et al*., 2011)، در همین ارتباط، مقادیر بالاتر محتوی رس، واکنش و نیتروژن خاک در اراضی جنگلی شرایط مساعدتری را برای فعالیت‌های میکروبی مؤثر در فرآیند معدنی‌شدن نیتروژن خاک فراهم آورده است. مقادیر منفی نیتریفیکاسیون و معدنی شدن نیتروژن، نشان دهنده مصرف شدن نیتروژن آلی توسط ریزجانداران در طول دوره انکوباسیون است که می تواند به دلیل استفاده از این منبع برای تأمین انرژی و نیتروژن مورد نیاز جمعیت میکروبی برای انجام فرآیند تجزیه بقایای گیاهی و معدنی شدن عناصر غذایی از جمله نیتروژن باشد (Luo *et al*., 2020).

نتیجه‌گیری

با توجه به اهمیت غیر قابل انکار پوشش‌های گیاهی چوبی، علاوه بر حفظ این اکوسیستم‌ها با استفاده از روش‌های نو و علمی، بهره‌برداری و جلوگیری از افزایش تخریب الزامی می‌باشد. شناخت ویژگی‌های خاک به‌همراه اجزای زنده موجود در آن و درک چگونگی اثرپذیری متقابل آن‌ها به‌عنوان یکی از پایه‌های مدیریت اصولی اکوسیستم‌های طبیعی مطرح می‌باشد. اثر تخریب رویشگاه و تغییر کاربری اراضی را می‌توان به وضوح در نتایج این تحقیق مشاهده کرد. نتایج حاکی از آنست که تغییر کاربری از رویشگاه جنگلی به مرتع و کشاورزی اثر قابل توجهی بر کیفیت بقایای گیاهی، خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و مشخصه‌های زیستی خاک دارند. نتایج حاصل از پژوهش تأثیر کاربری‌های مختلف اراضی در فصول تابستان و پاییز بر میزان فعالیت‌های زیستی خاک نشان داد که بیش‌ترین فعالیت گروه‌های زیستی کرم‌های خاکی (اپی ژئیک، آنسئیک و اندوژئیک)، کنه، پادمان، نماتد و پروتوزوئر تحت پوشش جنگل در فصل پاییز بیشتر از تابستان بوده است. این در حالی است که بیش‌ترین میزان باکتری و قارچ در کاربری جنگل در فصل تابستان مشاهده شد. طبق نتایج این پژوهش استفاده از پوشش چوبی در منطقه می‌تواند در سالیان آتی در بلند مدت کیفیت بهتری در خاک ایجاد کند. همچنین در خصوص اثر کاربری‌های مختلف اراضی بر ویژگی‌های لایه آلی و معدنی خاک اطلاعات ارزشمندی در اختیار مدیران منابع طبیعی قرار داده و کمک شایانی نماید.

References

1. Adl, S.M., Acosta-Mercado, D., Anderson, T.R., & Lynn, D.H. (2006). Protozoa, supplementary material. *Soil Sampling and Methods of Analysis*, *2*(1), 455-470.
2. Aguilar-Fernández, R., Gavito, M.E., Peña-Claros, M., Pulleman, M., & Kuyper, T.W. (2020). Exploring linkages between supporting, regulating, and provisioning ecosystem services in rangelands in a tropical agro-forest frontier. *Land*, *9*(12), 511. https://doi.org/10.3390/land9120511
3. Alef, K., & Nannipieri, P. (1995). *Methods in applied soil microbiology and biochemistry* (Issue 631.46 M592ma). Academic Press. https://doi.org/10.4236/ns.2012.41011
4. Alkorta, I., Aizpurua, A., Riga, P., Albizu, I., Amézaga, I., & Garbisu, C. (2003). Soil enzyme activities as biological indicators of soil health. *Reviews on Environmental Health*, *18*(1), 65–73. https://doi.org/10.1515/REVEH.2003.18.1.65
5. Allison, L.E. (1975). *Organic carbon*. In: Black CA. Methods of soil analysis. American Society of Agronomy, Part, 2.
6. Aminiyan, M.M., Sinegani, A.A.S., & Sheklabadi, M. (2015). Aggregation stability and organic carbon fraction in a soil amended with some plant residues, nanozeolite, and natural zeolite. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, *4*(1),11-22. https://doi.org/10.1007/s40093-014-0080-0
7. Anderson, T.H., & Domsch, K.H. (1990). Application of eco-physiological quotients (qCO_2 and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. *Soil Biology and Biochemistry*, *22*(2), 251-255. https://doi.org/10.1016/0038-0717(90)90094-G
8. Arias Ortiz, A., Masqué Barri, P., Glass, L., Benson, L., Kennedy, H., Duarte, C.M., & Lovelock, C.E. (2020). Losses of soil organic carbon with deforestation in mangroves of Madagascar. 1-19. https://doi.org/10.1007/s10021-020-00500-z
9. Asadu, C.L.A., Nwafor, I.A., & Chibuike, G.U. (2015). Contributions of microorganisms to soil fertility in adjacent forest, fallow and cultivated land use types in Nsukka, Nigeria. *International Journal of Agriculture and Forestry*, *5*(3), 199-204. https://doi.org/10.5923/j.ijaf.20150503.04
10. Augusto, L., De Schrijver, A., Vesterdal, L., Smolander, A., Prescott, C., & Ranger, J. (2015). Influences of evergreen gymnosperm and deciduous angiosperm tree species on the functioning of temperate and boreal forests. *Biological Reviews*, *90*(2), 444–466. https://doi.org/10.1111/brv.12119
11. Azizi Mehr, M., Kooch, Y., & Hosseini, S.M. (2020). The effect of forest degradation intensity on the dynamics of soil microbial activities and biochemical in the plain region of Noshahr. *Iranian Journal of Forest*, *12*(2), 175-188.
12. Bayranvand, M., Kooch, Y., & Rey, A. (2017). Earthworm population and microbial activity temporal dynamics in a Caspian Hyrcanian mixed forest. *European Journal of Forest Research*, *136*(3), 447-456. https://doi.org/10.1007/s10342-017-1044-5
13. Berg, B., & McClaugherty, C. (2008). *Plant Litter Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration*. Second edition, Berlin: Springer Publication. https://doi.org/10.1007/978-3-642-38821-7
14. Berkelmann, D., Schneider, D., Meryandini, A., & Daniel, R. (2020). Unravelling the effects of tropical land use conversion on the soil microbiome. *Environmental Microbiome*, *15*(3), 178-185. https://doi.org/10.1186/s40793-020-0353-3
15. Bini, D., Dos Santos, C.A., Bouillet, J.P., de Morais Goncalves, J.L., & Cardoso, E.J.B.N. (2013). *Eucalyptus grandis* and *Acacia mangium* in monoculture and intercropped plantations: evolution of soil and litter microbial and chemical attributes during early stages of plant development. *Applied Soil Ecology*, *63*(4), 57-66. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2012.09.012
16. Birkhofer, K., Diekötter, T., Boch, S., Fischer, M., Müller, J., Socher, S., & Wolters, V. (2011). Soil fauna feeding activity in temperate grassland soils increases with legume and grass species richness. *Soil Biology and Biochemistry*, *43*(10), 2200-2207. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.07.008
17. Blake, G.R., & Hartge, K.H. (1986). *Particle density*. In: Klute, A. (Ed.), Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods, 2nd ed. SSSA Book Ser. 5. ASA and SSSA, Madison, WI, 377–382.
18. Blair, G.J., Lefroy, R.D., & Lisle, L. (1995). Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. *Australian Journal of Agricultural Research*, *46*(7), 1459-1466.
19. Bower, C.A., Reitemeier, R.F., & Fireman, M. (1952). Exchangeable cation analysis of saline and alkali soils. *Soil Science*, *73*, 251-261.
20. Bremner, J.M., & Mulvaney, C.S. (1982). *Nitrogen-total total*. In 'Methods of Soil Analyses. Part 2: Chemical and Microbiological Properties. American Society of Agronomy, Madison, 595-624. https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c31
21. Bremner, J.M., & Mulvaney, C.S. (1982). *Nitrogen-total* (In: Methods of Soil Analysis, Part 2, Eds: RH Miller, RR Keeney).

22. Brinkmann, N., Schneider, D., Sahner, J., Ballauff, J., Edy, N., Barus, H., Irawan, B., Budi, S.W., Qaim, M., Daniel, R., & Polle, A. (2019). Intensive tropical land use massively shifts soil fungal communities. *Scientific Reports*, *9*(1), 1-11. https://doi.org/10.1038/s41598-019-39829-4
23. Brookes, P.C., Landman, A., Pruden, G., & Jenkinson, D.S. (1985). Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, *17*(6), 837–842. https://doi.org/10.1016/0038-0717(85)90144-0
24. Chapman, H.D., & Pratt, P.F. (1962). Methods of analysis for soils, plants and waters. *Soil Science*, *93*(1), 68. https://doi.org/10.2136/sssaj1963.03615995002700010004x
25. Chase, P., & Singh, O.P. (2014). Soil nutrients and fertility in three traditional land use systems of Khonoma, Nagaland, India. *Resources and Environment*, *4*(4), 181-189. https://doi.org/10.5923/j.re.20140404.01
26. Cheng, F., Peng, X., Zhao, P., Yuan, J., Zhong, C., Cheng, Y., Cui, C., & Zhang, S. (2013). Soil microbial biomass, basal respiration and enzyme activity of main forest types in the Qinling Mountains. *PloS One*, *8*(6), e67353. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0067353
27. Chi, Y., Shi, H., Wang, X., Qin, X., Zheng, W., & Peng, S. (2016). Impact factors identification of spatial heterogeneity of herbaceous plant diversity on five southern islands of Miaodao Archipelago in North China. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, *34*(5), 937-951. https://doi.org/10.1007/s00343-016-5111-4
28. Day, A., & Chaudhur, P.S. (2014). Earthworm community structure of pineapple (*Ananas comosus*) plantations under monoculture and mixed culture in West Tripura, India. *Tropical Ecology*, *55*(1), 1-17.
29. Di Carlo, E., Chen, C.R., Haynes, R.J., Phillips, I.R., & Courtney, R. (2019). Soil quality and vegetation performance indicators for sustainable rehabilitation of bauxite residue disposal areas: a review. *Soil Research*, *57*(5), 419–446. https://doi.org/10.1071/SR18348
30. Elliott, E.T., & Cambardella, C.A. (1991). Physical separation of soil organic matter. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *34*(1-4), 407-419. https://doi.org/10.1016/0167-8809(91)90124-G
31. Erdmann, G., Scheu, S., & Maraun, M. (2012). Regional factors rather than forest type drive the community structure of soil living oribatid mites (*Acari oribatida*). *Experimental and Applied Acarology*, *57*(2), 157-169. https://doi.org/10.1007/s10493-012-9546-9
32. Fabíola Barros, M., Pinho, B.X., Leão, T., & Tabarelli, M. (2018). Soil attributes structure plant assemblages across an Atlantic forest mosaic. *Journal of Plant Ecology*, *11*(4), 613-622. https://doi.org/10.1093/jpe/rtx037
33. Fenetahun, Y., Yuan, Y., Xinwen, X., Fentahun, T., Nzabarinda, V., & Yong-dong, W. (2021). Impact of grazing intensity on soil properties in Teltele rangeland, Ethiopia. *Frontiers Environmental Sciences*, *9*, 664104. https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.664104
34. Ferreira, A.C.C., Leite, L.F.C., Araújo, A.S.F., & Eisenhauer, N. (2016). Land use type effects on soil organic Carbon and microbial properties in a semi-arid region of Northeast Brazil. *Land Degradation and Development*, *27*(2), 171-178. https://doi.org/10.1002/ldr.2282
35. Fouché, J., Christiansen, C.T., Lafrenière, M.J., Grogan, P., & Lamoureux, S.F. (2020). Canadian permafrost stores large pools of ammonium and optically distinct dissolved organic matter. *Nature Communications*, *11*(1), 4500. https://doi.org/10.1038/s41467-020-18331-w
36. Galindo, V., Giraldo, C., Lavelle, P., Armbrecht, I., & Fonte, S.J. (2022). Land use conversion to agriculture impacts biodiversity, erosion control, and key soil properties in an Andean watershed. *Ecosphere*, *13*(3), e3979. https://doi.org/10.1002/ecs2.3979
37. Gharibreza, M., Zaman, M., Porto, P., Fulajtar, E., Parsaei, L., & Eisaei, H. (2020). Assessment of deforestation impact on soil erosion in loess formation using 137Cs method (case study: Golestan Province, Iran). *International Soil and Water Conservation Research*, *8*(4), 393-405. https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2020.07.006
38. Guangming, L., Xuechen, Z., Xiuping, W., Hongbo, S., Jingsong, Y., & Xiangping, W. (2017). Soil enzymes as indicators of saline soil fertility under various soil amendments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *237*, 274–279. https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.01.004
39. Guendehou, G.S., Liski, J., Tuomi, M., Moudachirou, M., Sinsin, B., & Makipaa, R. (2014). Decomposition and changes in chemical composition of leaf litter of five dominant tree species in a West African tropical forest. *Tropical Ecology*, *55*, 207-220.
40. Guillaume, T., Maranguit, D., Murtilaksono, K., & Kuzyakov, Y. (2016). Sensitivity and resistance of soil fertility indicators to land-use changes: new concept and examples from conversion of Indonesian rainforest to plantations. *Ecological Indicators*, *67*(8), 49-57. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.039
41. Haghdoost, N., Akbarinia, M., Hosseini, S.M., & Kooch, Y. (2011). Conversion of Hyrcanian degraded forests to plantations: Effects on soil C and N stocks. *Annals of Biological Research*, *50*(2), 385-399.
42. Hatton, P.J., Castanha, C., Torn, M.S., & Bird, J.A. (2015). Litter type control on soil C and N stabilization dynamics in a temperate forest. *Global Change Biology*, *21*(3), 1358-1367. https://doi.org/10.1111/gcb.12786
43. Hessen, D.O., Elser, J.J., Sterner, R.W., & Urabe, J. (2013). Ecological stoichiometry: An elementary approach using basic principles. Limnol. *Oceanogr*, *58*(6), 2219-2236. https://doi.org/10.4319/lo.2013.58.6.2219
44. Heydari, M., Eslaminejad, P., Valizadeh Kakhki, F., Mirab-balou, M., Omidipour, R., Prévosto, B., Kooch, Y., &

Lucas-Borja, M.E. (2020). Soil quality and mesofauna diversity relationship are modulated by woody species and seasonality in semiarid oak forest. *Forest Ecology and Management*, *473*(10), 1-13. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118332
45. Jagadamma, S., Mayes, M.A., Steinweg, J.M., & Schaeffer, S.M. (2014). Substrate quality alters the microbial mineralization of added substrate and soil organic carbon. *Biogeosciences*, *11*, 4665–4678. https://doi.org/10.5194/bg-11-4665-2014
46. Jiao, S., Li, J., Li, Y., Xu, Z., Kong, B., Li, Y., & Shen, Y. (2020). Variation of soil organic carbon and physical properties in relation to land uses in the Yellow River Delta, China. *Scientific Reports*, *10*(1), 20317.
47. Jones, D.L., & Willett, V.B. (2006). Experimental evaluation of methods to quantify dissolved organic nitrogen (DON) and dissolved organic carbon (DOC) in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, *38*(5), 991–999. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.08.012
48. Kemper, W.D., & Rosenau, R.C. (1986). Aggregate stability and size distribution. *Methods of Soil Analysis: Part 1 Physical and Mineralogical Methods*, *5*, 425–442. https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c17
49. Kimmins, J.P. (1976). Evaluation of the consequences for future tree productivity of the loss of nutrients in whole-tree harvesting. *Forest Ecology and Management*, *1*, 169-183. https://doi.org/10.1016/0378-1127(76)90019-0
50. Klimek, B., & Niklińska, M. (2020). Fauna activity on soils developing on dead logs in an ancient inland temperate rainforest of North British Columbia (Canada). *Journal of Soils and Sediments*, *20*(3), 2260–2265. https://doi.org/10.1007/s11368-019-02559-1
51. Kooch, Y., & Ghaderi, E. (2023). The effect of *Crataegus* and *Berberis* canopy types on bioindicators of soil quality in a semi-arid climate. *Journal of Arid Environments*, *208*, 104862. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2022.104862
52. Kooch, Y. (2012). Soil variability related to pit and mound, canopy cover and individual trees in a Hyrcanian Oriental Beech stand. Ph.D. Thesis, Tarbiat Modares University, 203p.
53. Kooch, Y., & Bayranvand, M. (2017). Composition of tree species can mediate spatial variability of C and N cycles in mixed beech forests. *Forest Ecology and Management*, *401*(10), 55-64. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.07.001
54. Kooch, Y., & Noghre, N. (2020). Nutrient cycling and soil-related processes under different land covers of semi-arid rangeland ecosystems in northern Iran. *Catena*, *193*, 104621. https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104621
55. Kooch, Y., Ehsani, S., & Akbarinia, M. (2020). Stratification of soil organic matter and biota dynamics in natural and anthropogenic ecosystems. *Soil and Tillage Research*, *200*, 104621. https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104621
56. Kooch, Y., Ghorbanzadeh, N., Hajimirzaaghaee, S., & Francaviglia, R. (2023). Soil biological quality as affected by vegetation types in shrublands of a semi-arid montane environment. *Applied Soil Ecology*. 189. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.104980
57. Kooch, Y., Rostayee, F., & Hosseini, S.M. (2016). Effects of tree species on topsoil properties and nitrogen cycling in natural forest and tree plantations of northern Iran. *Catena*, *144*, 65-73. https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.05.002
58. Kooch, Y., Samadzadeh, B., & Hosseini, S.M. (2017). The effects of broad-leaved tree species on litter quality and soil properties in a plain forest stand. *Catena*, *150*(3), 223-229. https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.11.023
59. Kooch, Y., Tarighat, F.S., & Haghverdi, K. (2022). Effect of forest and non-forest land covers on soil organic matter, fulvic and humic acids. *Ecology of Iranian Forest*, 39–46.
60. Korboulewsky, N., Perez, G., & Chauvat, M. (2016). How tree diversity affects soil fauna diversity: A review. *Soil Biology and Biochemistry*, *94*(3), 94-106. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.11.024
61. Kumari, M., Chakraborty, D., Gathala, M.K., Pathak, H., Dwivedi, B.S., Tomar, R.K., & Ladha, J.K. (2011). Soil aggregation and associated organic carbon fractions as affected by tillage in rice-wheat rotation in North India. *Soil Science Society of America Journal*, *75*(2), 560-567. https://doi.org/10.2136/sssaj2010.0185
62. Lazarova, S., Coyne, D., Rodríguez, M.G., Peteira, B., & Ciancio, A. (2021). Functional diversity of soil nematodes in relation to the impact of agriculture- a Review. *Diversity*, *13*(2), 64. https://doi.org/10.3390/d13020064
63. Lee, S.-H., Kim, M.-S., Kim, J.-G., & Kim, S.-O. (2020). Use of soil enzymes as indicators for contaminated soil monitoring and sustainable management. *Sustainability*, *12*(19), 8209. https://doi.org/10.3390/su12198209
64. León J.D., & Osorio N.W. (2014). Role of litter turnover in soil quality in tropical degraded lands of Colombia. *The Scientific World Journal*, 2, 1-11. https://doi.org/10.1155/2014/693981
65. Li, L., Vogel, J., He, Z., Zou, X., Ruan, H., Huang, W., Wang, J., & Bianchi, T.S. (2016). Association of soil aggregation with the distribution and quality of organic carbon in soil along an elevation gradient on Wuyi Mountain in China. *PloS One*, *11*(3), p.e0150898. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150898
66. Li, M., Zhou, X., Zhang, Q., & Cheng, X. (2014). Consequences of afforestation for soil nitrogen dynamics in Central China. *Agriculture, Ecosystems and Environment, 183*(4), 40-46. https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.018
67. Liu, Y., Wang, S., Wang, Z., Zhang, Z., Qin, H., Wei, Z., Feng, K., Li, S., Wu, Y., Yin, H., Li, H., & Deng, Y. (2019). Soil microbiome mediated nutrients decline during forest degradation process. *Soil Ecology Letters*, *1*(1-2), 59-71. https://doi.org/10.1007/s42832-019-0009-7
68. Luo, G., Xue, C., Jiang, Q., Xiao, Y., Zhang, F., Guo, S., Shen, Q., & Ling, N. (2020). Soil carbon, nitrogen, and

phosphorus cycling microbial populations and their resistance to global change depend on soil C: N: P stoichiometry. *Msystems*, *5*(3), e00162-20. https://doi.org/10.1128/msystems.00162-20
69. Mao, R., Zeng, D.H., Ai, G.Y., Yang, D., Li, L.J., & Liu, Y.X. (2010). Soil microbiological and chemical effects of a nitrogen-fixing shrub in poplar plantations in semi-arid region of Northeast China. *European Journal of Soil Biology*, *46*(5), 325-329. https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2010.05.005
70. Marcos, E., Calvo, L., Marcos, J.M., Taboada, A., & Tarrega, R. (2010). Tree effects on the chemical topsoil features of oak, beech and pine forests. *European Journal of Forest Research*, *129*, 25–30. https://doi.org/10.1007/s10342-008-0248-0
71. Matute, M.M. (2013). Soil nematodes of brassica rapa: influence of temperature and pH. *Advances in Natural Science*, *6*(4), 20-26. https://doi.org/10.3968/j.ans.1715787020130604.2858
72. Meyfroidt, P., Vu, T.P., & Hoang, V.A. (2013). Trajectories of deforestation, coffee expansion and displacement of shifting cultivation in the Central Highlands of Vietnam. *Global Environmental Change*, *23(5)*,1187-1198. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.04.005
73. Miletić, Z., Knežević, M., Stajić, S., Košanin, O., & Đorđević, I. (2012). Effect of European black Alder monocultures on the characteristics of reclaimed mine soil. *International Journal of Environmental Research*, *6*(3), 703-710.
74. Mulia, R., Hoang, S.V., Dinh,V.M., Duong, N.B.T., Nguyen, A.D., Lam, D.H., Thi Hoang, D.T., & van Noordwijk, M. (2021). Earthworm diversity, forest conversion and agroforestry in Quang Nam Province, Vietnam. *Land*, *10*(1), 10-36. https://doi.org/10.3390/land10010036
75. Neatrour, M.A., Jones, R.H., & Golladay, S.W. (2005). Correlations between soil nutrient availability and fine-root biomass at two spatial scales in forested wetlands with contrasting hydrological regimes. *Canadian Journal of Forest Research*, *35*(12), 2934–2941. https://doi.org/10.1139/x05-217
76. Neher, D., Wu, J., Barbercheck, M., & Anas, O. (2005). Ecosystem type affects interpretation of soil nematode community measures. *Applied Soil Ecology*, *30*(1), 47-64. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2005.01.002
77. Nelson, D. W. a, & Sommers, L. (1983). Total carbon, organic carbon, and organic matter. Methods of Soil Analysis: Part 2 Chemical and Microbiological Properties, *9*, 539–579. https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c29
78. Nilsson, M.-C., Wardle, D. A., & Dahlberg, A. (1999). Effects of plant litter species composition and diversity on the boreal forest plant-soil system. *Oikos*, 16–26. https://doi.org/10.2307/3546566
79. Noguchi, K., Sakata, T., Mizoguchi, T., & Takahashi, M. (2005). Estimating the production and mortality of fine roots in a Japanese cedar (*Cryptomeria japonica* D. Don) plantation using a minirhizotron technique. *Journal of Forest Research*, *10*, 435–441. https://doi.org/10.1007/s10310-005-0163-x
80. Nsabimana, D., Klemedtson, L., Kaplin, B.A., & Wallin, G. (2008). Soil carbon and nutrient accumulation under forest plantations in southern Rwanda. *African Journal of Environmental Science and Technology*, *2*(6), 142-149.
81. Ollinger, S.V., Smith, M.L., Martin, M. E., Hallett, R.A., Goodale, C.L., & Aber, J.D. (2002). Regional variation in foliar chemistry and N cycling among forests of diverse history and composition. *Ecology*, *83*(2), 339-355. https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[0339:RVIFCA]2.0.CO;2
82. Osburn, E.D., McBride, S.G., Aylward, F.O., Badgley, B.D., Strahm, B.D., Knoepp, J.D., & Barrett, J. E. (2019). Soil bacterial and fungal communities exhibit distinct long-term responses to disturbance in temperate forests. *Frontiers Microbiology*, *10*(12), 2872.
83. Osman, K.T. (2013). Physical properties of forest soils. *In Forest Soils*, 19-44. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-02541-4_2
84. Page, A.L., Miller, R.H., & Jeeney, D.R. (1750). *Methods of soil analysis*, Part 1. Physical properties. SSSA Publication, Madison.
85. Parsapour, M.K., Kooch, Y., Hosseini, S.M., & Alavi, S.J. (2018). Litter and topsoil in *Alnus subcordata* plantation on former degraded natural forest land: a synthesis of age-sequence. *Soil and Tillage Research*, *179*, 1-10. https://doi.org/10.1016/j.still.2018.01.008
86. Pérez-Corona, M.E., Hernández, M.C.P., & de Castro, F.B. (2006). Decomposition of alder, ash, and poplar litter in a Mediterranean riverine area. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, *37*(7-8), 1111-1125. https://doi.org/10.1080/00103620600588496
87. Pires, L.F., Brinatti, A.M., Saab, S.C., & Cássaro, F.A.M. (2014). Porosity distribution by computed tomography and its importance to characterize soil clod samples. *Applied Radiation and Isotopes*, *92*, 37–45. https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2014.06.010
88. Prescott, C.E. (2010). Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils?. *Biogeochemistry*, *101*(1-3), 133-149. https://doi.org/10.1007/s10533-010-9439-0
89. Qi, G., Wang, Q., Zhou, W., Ding, H., Wang, X., Qi, L., & Dai, L. (2011). Moisture effect on carbon and nitrogen mineralization in topsoil of Shanghai Mountain, Northeast China. *Journal of Forest Science*, *57*(8), 340-348.
90. Qiu, Q., Li, J.Y., Wang, J.H., He, Q., Su, Y., & Ma, J.W. (2015). Interactions between soil water and fertilizer application on fine root biomass yield and morphology of *Catalpa bungei* seedlings. *Applied Mechanics and Materials*, *700*, 323–333. https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMM.700.323

91. Ribeiro, C., Madeira, M., & Araújo, M.C. (2002). Decomposition and nutrient release from leaf litter of *Eucalyptus globulus* grown under different water and nutrient regimes. *Forest Ecology and Management*, *171*(1-2), 31-41. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00459-0
92. Robertson, G.P., Coleman, D.C., Sollins, P., & Bledsoe, C.S. (1999). *Standard soil methods for long-term ecological research* (Vol. 2). Oxford University Press on Demand.
93. Rodríguez-Loinaz, G., Onaindia, M., Amezaga, I., Mijangos, I., & Garbisu, C. (2008). Relationship between vegetation diversity and soil functional diversity in native mixed-oak forests. *Soil Biology and Biochemistry*, *40*(1), 49-60. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.04.015
94. Rothe, A., Cromack, K., Resh, S.C., Makineci, E., & Son, Y. (2002). Soil carbon and nitrogen changes under Douglas-fir with and without red alder. *Soil Science Society of America Journal*, *66*(6), 1988-1995. https://doi.org/10.2136/sssaj2002.1988
95. Rqnn, R.M., Griffiths, B.S., & Young, I.M. (2001). Protozoa, nematodes and N-mineralization across a prescribed soil textural gradient. *Pedobiologia*, *45*(6), 481-495. https://doi.org/10.1078/0031-4056-00101
96. Sabais, A.C.W., Scheu, S., & Eisenhauer, N. (2011). Plant species richness drives the density and diversity of Collembola in temperate grassland. *Acta Oecologica*, *37*(3), 195-202. https://doi.org/10.1016/j.actao.2011.02.002
97. Sabrina, T., Hanafi, M.M., Nor Azwady, A.A., & Mahmud, T.M.M. (2009). Earthworm populations and cast properties in the soils of oil Palm plantations. *Journal of Soil Sciences*, *13*, 29-42.
98. Sarlo, M. (2006). Individual tree species effect on earthworm biomass in a tropical plantation panama. *Caribbean Journal of Science*, *42*(3), 419-427
99. Saviozzi, A., Levi-Minzi, R., Cardelli, R., & Riffaldi, R. (2001). A comparison of soil quality in adjacent cultivated, forest and native grassland soils. *Plant and Soil*, *233*(2), 251-259. https://doi.org/10.1023/A:1010526209076
100. Sayer, E.J., Tanner, E.V.J., & Cheesman, A.W. (2006). Increased litterfall changes fine root distribution in a moist tropical forest. *Plant and Soil*, *281*, 5–13. https://doi.org/10.1007/s11104-005-6334-x
101. Schelfhout, S., Mertens, J., Verheyen, K., Vesterdal, L., Baeten, L., Muys, B., & De Schrijver, A. (2017). Tree species identity shapes earthworm communities. *Forests*, *8*(3), 85. https://doi.org/10.3390/f8030085
102. Schellenberg, J., & Bergmeier, E. (2020). Heathland plant species composition and vegetation structures reflect soil-related paths of development and site history. *Applied Vegetation Sciences*, *23*(3), 386-405. https://doi.org/10.3390/f8030085
103. Schulp, C.J., Nabuurs, G.J., Verburg, P.H., & de Waal, R.W. (2008). Effect of tree species on carbon stocks in forest floor and mineral soil and implications for soil carbon inventories. *Forest Ecology and Management*, *256*(3), 482-490. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.05.007
104. Sharrow, S.H., & Ismail, S. (2004). Carbon and nitrogen storage in agroforests, tree plantations, and pastures in western Oregon, USA. *Agroforestry Systems*, *60*, 123–130.
105. Silver, W.L., Neff, J., McGroddy, M., Veldkamp, E., Keller, M., & Cosme, R. (2000). Effects of soil texture on belowground carbon and nutrient storage in a lowland Amazonian forest ecosystem. *Ecosystems*, *3*(2), 193-209. https://doi.org/10.1007/s100210000019
106. Singh, J.S., Singh, D.P., & Kashyap, A.K. (2009). A comparative account of the microbial biomass-N and N-mineralization of soils under natural forest, grassland and crop field from dry tropical region, India. *Plant Soil Environ*, *55*(6), 223-230.
107. Singha, D., Brearley, F.Q., & Tripathi, S.K. (2020). Fine root and soil nitrogen dynamics during stand development following shifting agriculture in Northeast India. *Forests*, *11*(12), 1236. https://doi.org/10.3390/f11121236
108. Six, J., Callewaert, P., Lenders, S., De Gryze, S., Morris, S.J., Gregorich, E.G., Paul, E.A., & Paustian, K. (2002). Measuring and understanding carbon storage in afforested soils by physical fractionation. *Soil Science Society of America Journal*, *66*(6), 1981-1987. https://doi.org/10.2136/sssaj2002.1981
109. Sofo, A., Mininni, A.N., & Ricciuti, P. (2020). Soil macrofauna: A key factor for increasing soil fertility and promoting sustainable soil use in fruit orchard agrosystems. *Agronomy*, *10*(4), 456. https://doi.org/10.3390/agronomy10040456
110. Sohrabi, H., Jourgholami, M., Lo Monaco, A., & Picchio, R. (2022). Effects of forest harvesting operations on the recovery of earthworms and nematodes in the Hyrcanain old-growth forest: assessment, mitigation, and best management practice. *Land*, *11*(5), 746. https://doi.org/10.3390/land11050746
111. Song, M., Li, X., Jing, S., Lei, L., Wang, J., & Wan, S. (2016). Responses of soil nematodes to water and nitrogen additions in old-field grassland. *Applied Soil Ecology*, *102*(3), 53-60. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.02.011
112. Soto, L., Galleguillos, M., Seguel, O., Sotomayor, B., & Lara, A. (2019). Assessment of soil physical properties' statuses under different land covers within a landscape dominated by exotic industrial tree plantations in south-central Chile. *Journal of Soil and Water Conservation*, *74*(1), 12–23. https://doi.org/10.2489/jswc.74.1.12
113. Suthar, S. (2012). Seasonal dynamics in earthworm density, casting activity and soil nutrient cycling under Bermuda grass (*Cynodon dactylon*) in semiarid tropics, India. *The Environmentalist*, *32*(4), 503-511. https://doi.org/10.1007/s10669-012-9419-0
114. Tang, T., Sun, X., Luo, Z., He, N., & Sun, O.J. (2018). Effects of temperature, soil substrate, and microbial

community on carbon mineralization across three climatically contrasting forest sites. *Ecology and Evolution*, *8*(2), 879-891. https://doi.org/10.1002/ece3.3708
115. Tavakoli, M., Kooch, Y., & Akbarinia, M. (2018a). Frequency and diversity of worms in topsoil of degraded and reclaimed forest habitats of the Caspian region. *Iranian Journal of Forest*, *10*(3), 293–306.
116. Tengberg, A., Fredhoima, S., Ellisona, I., Knez, I., Saltzmana, K., & Wetterberg, O. (2012). Cultural ecosystem services provided by landscapes: assessment of Heritage values and identity. *Ecosystem Services*, *2*, 14-26. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.006
117. Uvarov, A.V. (2009). Inter- and intraspecific interactions in lumbricid earthworms: their role for earthworm performance and ecosystem functioning. *Pedobiologia*, *53*(1), 1-27. https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2009.05.001
118. Vogel, J.G., & Gower, S.T. (1998). Carbon and nitrogen dynamics of boreal jack pine stands with and without a green alder understory. *Ecosystems*, *1*(4), 386-400.
119. Vohland, K., & Schroth, G. (1999). Distribution patterns of the litter macro fauna in agroforestry and monoculture plantations in central Amazonia as affected by plant species and management. *Applied Soil Ecology*, *13*(1), 57-68. https://doi.org/10.1016/S0929-1393(99)00021-9
120. Vořiškova, J., Brabcova, V., Cajthaml, T., & Baldrian, P. (2014). Seasonal dynamics of fungal communities in a temperate oak forest soil. *New Physiologist*, *201*(1), 269-278. https://doi.org/10.1111/nph.12481
121. Wadud Khan, M.A., Bohannan, B.J.M., Nusslein, K., Tiedje, J.M., Tringe, S.G., Parlade, E., Barberan, A., & Rodrigues, J.L.M. (2019). Deforestation impacts network co-occurrence patterns of microbial communities in Amazon soils. *Microbiology Ecology*, *95*(2), 1-12. https://doi.org/10.1093/femsec/fiy230
122. Wang, B., Xue, S., Liu, G., Bin, Zhang, G.H., Li, G., & Ren, Z.P. (2012). Changes in soil nutrient and enzyme activities under different vegetations in the Loess Plateau area, Northwest China. *Catena*, *92*, 186–195. https://doi.org/10.1016/j.catena.2011.12.004
123. Wang, Q., & Dalal, S. (2006). Microbial biomass in subtropical forest soils: effect of conversion of natural secondary broad-leaved forest to *Cunninghamia lanceolata* plantation. *Journal of Forestry Research*, *17*(3), 197–200.
124. Wang, Q., Xiao, F., He, T., & Wang, S. (2010). Responses of labile soil organic carbon and enzyme activity in mineral soils to forest conversion in the subtropics. *Annals of Forest Science*, *70*, 579–587. https://doi.org/10.1007/s13595-013-0294-8
125. Wen-Jie, W.A.N.G., Ling, Q., Yuan-Gang, Z.U., Dong-Xue, S.U., Jing, A., Hong-Yan, W.A.N.G., Guan-Yu, Z.H.E.N.G., Wei, S., & Xi-Quan, C.H.E.N. (2011). Changes in soil organic carbon, nitrogen, pH and bulk density with the development of larch (*Larix gmelinii*) plantations in China. *Global Change Biology*, *17*(8), 2657-2676. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02447.x
126. Wenxiang, H., Xin, J., & Yongrong, B. (2002). Study on soil enzyme activity effected by dimehypo. *Xibei Nonglin Keji Daxue Xuebao (China)*.
127. Wollum, A.G. (1982). Cultural methods for soil microorganisms. Methods of soil analysis: part 2 *chemical and microbiological properties*, 9:781-802. https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c37
128. Xiao, L., Bi, Y., Du, S., Wang, Y., Guo, C., & Christie, P. (2021). Response of ecological stoichiometry and stoichiometric homeostasis in the plant-litter-soil system to re-vegetation type in arid mining subsidence areas. *Journal of Arid Environments*, *184*(7), 1-9. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2020.104298
129. Yuan, Z.Y., & Chen, H.Y. (2010). Fine root biomass, production, Turnover rates, and nutrient contents in Boreal forest ecosystems in relation to species, climate, fertility, and stand age: Literature Review and Meta-Analyses. *Critical Reviews in Plant Sciences*, *29*(4), 204-221. https://doi.org/10.1080/07352689.2010.483579
130. Yue, B.B., Li, X., Zhang, H.H., Jin, W.W., Xu, N., Zhu, W.X., & Sun, G.Y. (2013). Soil microbial diversity and community structure under continuous Tobacco cropping. *Soils*, *45*(1), 116-119.
131. Zancan, S., Trevisan, R., & Paoletti, M.G. (2006). Soil algae composition under different agro-ecosystems in North-Eastern Italy. *Agriculture Ecosystem Environment*, *112*(1), 1–12. https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.06.018
132. Zeraatpisheh, M., Bakhshandeh, E., Hosseini, M., & Alavi, S.M. (2020). Assessing the effects of deforestation and intensive agriculture on the soil quality through digital soil mapping. *Geoderma*, *363*, 114139. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114139
133. Zhang, L., Jing, Y., Chen, C., Xiang, Y., Rezaei Rashti, M., Li, Y., Deng, Q., & Zhang, R. (2021). Effects of biochar application on soil nitrogen transformation, microbial functional genes, enzyme activity, and plant nitrogen uptake: A meta-analysis of field studies. *GCB Bioenergy*, *13*(12), 1859–1873. https://doi.org/10.1111/gcbb.12898
134. Zhao, C., Li, Y., Zhang, C., Miao, Y., Liu, M., Zhuang, W., Shao, Y., Zhang, W., & Fu, S. (2021). Considerable impacts of litter inputs on soil nematode community composition in a young *Acacia crassicapa* plantation. *Soil Ecology Letters*, *3*, 145–155. https://doi.org/10.1007/s42832-021-0085-3
135. Zhou, W.J., Sha, L.Q., Schaefer, D.A., Zhang, Y.P., Song, Q.H., Tan, Z.H., & Guan, H.L. (2015). Direct effects of litter decomposition on soil dissolved organic carbon and nitrogen in a tropical rainforest. *Soil Biology and Biochemistry*, *81*(2), 255-258. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.11.019